



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**INSTITUTO DE ECOLOGÍA
PROGRAMA DE DOCTORADO EN
CIENCIAS BIOMÉDICAS**

**DINÁMICA Y ESCENARIOS SOBRE LOS PROCESOS DE CAMBIO
DE COBERTURA Y USO DEL TERRENO EN EL SURESTE DE
MÉXICO: EL CASO DE LA SELVA EL OCOTE, CHIAPAS**

T E S I S

Q U E P R E S E N T A :

ALEJANDRO FIDEL FLAMENCO SANDOVAL

PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS

TUTOR: DR. OMAR RAÚL MASERA CERUTTI

MÉXICO, D. F.



AGOSTO de 2007



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Dedico este trabajo a personas que indudablemente me impulsaron a llevar a cabo este proceso de formación:

A mis papás, que con su cariño y ejemplo me formaron,

A mis maestros Isabel Quiroga, Fernando Vite y Marco Aurelio Pérez, quienes inculcaron en mí el interés por la ecología y por la investigación científica,

A Ignacio March, quién me mostró que lo importante que era realizar investigación en la Selva el Ocote,

Al doctor Faustino Miranda, que a través de su legado me inspiró para estudiar la vegetación desde una perspectiva espacial,

A Val, quien me ha acompañado en los últimos años de este proceso y que con su amor me llena de motivos para seguir adelante,

A mi abuelita, con quien ya no tuve tiempo de compartir este fruto, pero que con seguridad habría estado contenta de saber que lo coseche.

*“...Entre los libros iba el colibrí
Con su piquito investigando
Sin darse cuenta como en un jardín
Los textos fue polinizando.*

*Y cruzó la geografía
Con la trigonometría,
Luego la filosofía
La lleno de poesía.*

*Nacieron libros con una visión
Distinta del conocimiento
Se coloreaba la imaginación
Y florecía el pensamiento.*

*Todo se iba intercambiando
Y la vida transformando
Y la gente que leía
Poco a poco comprendía.*

*Y el mundo fue feliz
Y todo por un colibrí”*

Virulo

AGRADECIMIENTOS

Hay muchos a quienes les agradezco su apoyo para la realización de esta tesis. Espero no omitir a nadie, pero si lo hago, por favor, adjudíquenlo a un problema de mala memoria.

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para realizar los estudios de maestría y doctorado (registro no. 118150). Conté además con el apoyo económico del PAEP y del programa de doctorado de ciencias biomédicas para realizar parte del trabajo de campo y para llevar a cabo una estancia en la Universidad Estatal de Nueva York. El proyecto “Dinámica de cambio de uso de suelo y emisiones de carbono en el trópico húmedo de México” brindó apoyo adicional para realizar trabajo de campo. El Sistema Estatal de Investigadores del estado de Chiapas me otorgó una beca para terminar la tesis a partir de noviembre de 2006. También agradezco a mis padres y hermanos, quienes, como en muchos casos de formación de investigadores en México, financiaron parcialmente este trabajo.

Ignacio March, me brindó todo su apoyo para ingresar al programa de doctorado en Ecología. Me facilitó además información y soporte técnico para realizar mi trabajo de tesis. José Carlos Fernández, Dario Navarrete y Miguel A. Castillo me apoyaron también, como responsables del LAIGE, con información y acceso a las facilidades del laboratorio. Miguel además aportó conocimientos, comentarios y sugerencias que han enriquecido los resultados de esta tesis. Diego Díaz Bonifaz, Julio Llanes Monsreal, Delfino Méndez Ton y Emmanuel Valencia Barrera han colaborado en el procesamiento de información utilizada a lo largo de esta tesis. Dario Navarrete realizó aportaciones muy importantes en el ámbito estadístico, al igual que Ricardo Alvarado. La colaboración en el trabajo de campo de René David Martínez Bravo y Saúl Hernández fue invaluable. René y Gabriela Guerrero me apoyaron además en aspectos técnicos y ayudaron a solucionar problemas, tanto académicos como administrativos.

Agradezco profundamente a Omar Masera haberme aceptado como alumno y, desde luego, todo su apoyo para llegar a la culminación de esta tesis. Reconozco su valioso papel como tutor. También agradezco a mis otros dos tutores, Miguel Martínez Ramos y Octavio Miramontes, quienes siempre estuvieron dispuestos a escucharme, brindarme consejo y sus comentarios, que hicieron que este documento pueda haberse concluido. Gerardo Bocco y Alfredo Cuarón formaron parte de mi comité tutorial en el posgrado del Instituto de Ecología. Por los cambios ocurridos en los programas de posgrado de la UNAM, fue necesario que yo cambiara al de ciencias biomédicas y ya no fue posible que formaran parte de mi comité, pero les agradezco todas sus aportaciones, que se vieron reflejadas en el nuevo proyecto de

doctorado. El Dr. Luis García Barrios amablemente aceptó asesorarme como tutor externo al programa, lo que le agradezco mucho. También agradezco a mis sinodales, quienes han brindado comentarios y sugerencias que han enriquecido este trabajo, pero además me brindaron la posibilidad de observar una serie de aspectos de mi trabajo desde otras perspectivas. Yolanda Nava, Angélica Pulido y Eduardo Espinoza Medinilla revisaron la primera versión de la tesis ya concluida, haciendo propuestas y comentarios de gran utilidad. Angélica además me ayudó muchísimo en la edición de la tesis. Carolina Espinosa, Patricia Martínez y Zenaida Martínez me han ayudado en los trámites administrativos relacionados con el posgrado y durante los últimos meses con el trámite administrativo para obtener el grado. En este sentido Alejandra Serrato, Ana Espinosa y Yolanda Nava me han brindado invaluable ayuda al afrontar los trámites que por la distancia no podía realizar yo.

En el proceso de formación ha habido muchas personas a las que les tengo que agradecer. Ken Oyama tuvo la gentileza de alentarme cuando más lo necesitaba. Mis compañeros de generación (Ana, Alejandra, Alicia, Lalo, Derik, Noe, Sergio, Ricardo, Pablo y Toño) compartieron conmigo sus conocimientos, su alegría y momentos realmente gratos. Les agradezco todo lo bueno que vivimos y lo que representan para mí. También tuve muchas lecciones de vida de los amigos que encontré en lo que antes era el DERN y ahora es el CIEco. La solidaridad, la amistad y el buen humor que pude compartir con ellos fueron ingredientes muy importantes para hacer mis estancias en Morelia más productivas y felices. Agradezco el apoyo recibido de los compañeros del laboratorio de bioenergía y de GIRA. También debo agradecer a los muchos anfitriones que me brindaron hospedaje: Marichu y Toño, Araceli, Leo, Toño y Pablo, Polo y Alba, Marcela y Andrés. En especial les agradezco, por tantos años de recibirme en sus casas a Gaby, Graciela, René y Yola. Los considero parte de mi familia, saben todo lo que les debo y lo que les aprecio. Finalmente, quiero agradecerle al resto de mi familia, particularmente a mis padres y hermanos por todo el apoyo que recibí durante este periodo, aunque el agradecimiento va realmente por todo lo que hemos podido vivir juntos.

ÍNDICE

Resumen	6
Abstract.....	7
Introducción: Los procesos de Cambio de cobertura y uso del suelo	8
A. Procesos de cambio de la cobertura vegetal y el uso del terreno	9
A.1. Cambio de cobertura y uso del terreno	9
A.2. El proceso de deforestación.....	10
A.3. Causas e impactos de la deforestación.....	11
A.4. El análisis a través de escalas	14
B. Modelado del cambio de cobertura y uso del terreno	15
Objetivo General	18
1. Objetivos Específicos	18
Capítulo 1. El estudio de la deforestación en México: Revisión de estudios de caso	19
1.1. Introducción	19
1.2. ¿Qué es la deforestación?.....	20
1.2.1. Causas de la deforestación	21
1.2.2. Consecuencias	23
1.2.3. Estimación de las tasas de deforestación	24
1.2.4. Deforestación en México	26
1.3. Revisión de los trabajos realizados en el país	28
1.4. Discusión y conclusiones.....	38
Capítulo 2. Assessing Implications of Land Use and Land Cover Change Dynamics for Conservation of a Highly Diverse Tropical Rain Forest.....	42
1. Introduction.....	43
2. Methods.....	44
3. Results.....	47
4. Discussion.....	51
5. Conclusions.....	54
Appendix A.....	54
Appendix B.....	55
References.....	55
Capítulo 3. Variables explicativas y simulación espacial del cambio de uso y cobertura del suelo	58
3.1. Introducción	59
3.1.1. Variables explicativas	60
3.1.2. Modelos para predicción del CCUS	61
3.2. Métodos.....	63
3.2.1. Área de estudio	63
3.2.2. Evaluación de las variables explicativas	64
3.2.3. Modelo de simulación dinámica	66
3.3. Resultados	71
3.3.1. Evaluación de las variables	71
3.3.2. Transiciones potenciales de CCUS.....	74
3.3.3. Predicciones del cambio.....	76
3.4. Discusión.....	82
3.5. Conclusiones	86
4. Discusión general	88
5. Conclusiones finales.....	91
6. Literatura citada	93

Resumen

La transformación de paisajes naturales causada por procesos de cambio de cobertura y uso del suelo (CCUS) provoca distintas alteraciones con consecuencias diferentes. El análisis de los procesos de CCUS permite identificar patrones y tendencias, además de ayudar a comprender que mecanismos los dirigen y cuales factores influyen para que ocurran.

Se analizaron los procesos de CCUS en una región de alta diversidad biológica para identificar trayectorias de cambio, determinar probabilidades de cambio y establecer escenarios futuros. Se elaboraron mapas de cambio para analizar la dinámica de CCUS. Con ellos se determinaron trayectorias de cambio, probabilidades de transición entre categorías y tasas de deforestación. Se evaluó la relación que existe entre variables explicativas de CCUS y los cambios registrados. Finalmente se desarrolló un modelo dinámico espacial para predecir futuros escenarios.

Se registró una pérdida neta de bosques primarios y vegetación secundaria, y un incremento de las áreas agropecuarias. Las tasas de deforestación para el período 1995-2000 (e.g. 6.8% anual en selvas), superan cifras nacionales y otras reportadas para regiones similares. Se generaron escenarios a partir de dos tipos de predicciones, una “dura” o contundente y otra “suave” o de factibilidad. Con la primera se generó un mapa sobre un posible escenario y con la segunda se elaboró uno de vulnerabilidad al cambio.

Los procesos de CCUS son complejos y manifiestan dinámicas particulares en cuanto a su expresión temporal y espacial. Dichas dinámicas dependen del tipo de cobertura, factores ambientales de cada región e influencia de distintas fuerzas conducentes, de origen social y económico.

Abstract

Natural landscape transformation generated by land use and land cover changes (LUCC) tends to produce dissimilar kinds of modifications and to drive different consequences. LUCC processes analysis is useful to find patterns and trends, and it helps to understand the way distinct mechanisms drive these processes and which factors influence them.

The LUCC process was analyzed occurring in a high biodiversity rate region in order to identify change paths, to compute change probabilities, and to forecast plausible future scenarios. Change maps were produced in order to analyze LUCC dynamics. These maps were used to assess change paths, transitions probabilities among distinct cover classes, and deforestation rates. The relation among explanatory variables and LUCC was assessed. Finally, a spatial dynamic model was developed in order to forecast future scenarios.

A net loss in primary forest and secondary growth vegetation was recorded, while there was an increase in the extent of agriculture lands. Annual deforestation rates in 2000 (e.g. 6.8% in tropical humid forest) are higher than national rates, and also surpassed recorded rates in regions with similar biophysics conditions. Two different scenarios were proposed based on two kinds of predictions; the first was a “hard” prediction and the second “soft”. A forecast map was made with the first, and a map showing the vulnerability to change was made with the second.

LUCC processes are complex and reflect particular dynamics of temporal and spatial expression. Such dynamics are dependent on cover classes and environmental factors in each region as well as the influence of several social and economic driving forces.

Introducción: Los procesos de Cambio de cobertura y uso del suelo

La creciente presión de las actividades humanas sobre las comunidades vegetales ha provocado alteraciones sustanciales en su dinámica natural, particularmente a través de los procesos de cambio de cobertura y uso del terreno, o uso del suelo (CCUS). Es preciso identificar y analizar estos procesos, para comprender los mecanismos y factores que determinan, tanto su comportamiento actual cómo su posible trayectoria en el futuro, de acuerdo con el planteamiento de distintos escenarios.

En los últimos años, el interés en aspectos relacionados con el CCUS ha ido en ascenso. Los trabajos comprenden desde aspectos descriptivos del proceso de deforestación (González-Medellín, 2000; Achard et al., 2002) hasta el análisis detallado de las causas y consecuencias de distintos tipos de actividades relacionadas con variaciones en la extensión y la intensidad del manejo del terreno (Fernside, 1996; Nepstad et al., 1999; Ochoa-Gaona et al., 2004; Castillo Santiago et al., 2007).

Este proyecto fue establecido con el fin de identificar la dinámica de cambio en la cobertura del terreno en un área de alta diversidad biológica poco estudiada, determinar el peso de distintas variables que intervienen en los procesos de cambio y generar posibles escenarios futuros. Este documento está constituido por tres capítulos. En el primero se hace una revisión sobre el proceso de deforestación, una de las actividades de cambio de coberturas más drásticas que ocurren en ecosistemas naturales, con énfasis en lo que sabemos para México. El segundo se refiere a un análisis de CCUS en la zona de estudio elegida para este proyecto. En dicho análisis se identificaron las diferentes trayectorias que ocurren, su intensidad y la velocidad con que han sucedido en un periodo de 14 años (1986-2000). En el último capítulo se evaluó

el peso de variables con algún poder explicativo sobre los procesos de cambio y se desarrolló un modelo de simulación para establecer un escenario en el futuro con base en la dinámica conocida en la zona y considerando la interacción de las variables explicativas.

A. Procesos de cambio de la cobertura vegetal y el uso del terreno

Los procesos de CCUS ocurren en una intrincada dinámica que depende del tipo de cobertura, las interacciones ecológicas, el ambiente físico, las actividades socioeconómicas y el contexto cultural (Dale et al., 1994; Kareiva y Wennergren, 1995). Algunos de estos factores e interacciones ocurren y se comportan de manera predecible y otros responden a fenómenos estocásticos. La ocurrencia de dos o más factores vinculados con los procesos CCUS pueden provocar un efecto sinérgico, al suceder de manera simultánea (Phillips, 1997) o por el contrario, inhibir determinados procesos.

A.1. Cambio de cobertura y uso del terreno

Cuando se estudian los cambios ocurridos en el terreno, sobre todo los relacionados con las comunidades vegetales y los sistemas agropecuarios, generalmente se evalúan dos aspectos distintos aunque relacionados: el cambio en cobertura y el cambio en uso del terreno. La cobertura se refiere al estado físico en que se encuentra el terreno, incluyendo su carácter biótico y físico. El uso del terreno, o uso del suelo como se denomina comúnmente, tiene una connotación básicamente social en que se describe la forma en que el terreno es aprovechado en actividades humanas (Turner y Meyer, 1994). La inquietud por entender los procesos de CCUS ha adquirido cada vez mayor importancia en distintos campos de investigación (Dumanski et al., 1998; Dwyer et al., 1998; Owen et al., 1998). Además de las aproximaciones para entender su comportamiento, se han analizado sus consecuencias sobre otros fenómenos como el

cambio climático mundial, la pérdida de biodiversidad, las alteraciones de los ciclos biogeoquímicos y los cambios en la calidad del agua (Cherrill y McClean, 1995; Krysanova et al., 1998; Mander et al., 1998).

A.2. El proceso de deforestación

La deforestación es uno de los procesos de cambio de cobertura más impactante para los ecosistemas naturales. De acuerdo con varios autores, la deforestación implica la tala del bosque para el establecimiento de usos del terreno diferentes, lo que implica un cambio inmediato del estado de la cubierta del terreno. Una interpretación basada en este concepto sería la de un paisaje binario, en que el estado de la cobertura del terreno sería forestado o deforestado (Figura 1). Sin embargo, el proceso no siempre es un cambio inmediato. Puede haber un deterioro paulatino y también procesos de regeneración, lo que se puede expresar en un paisaje heterogéneo, con parches que pueden perder completamente la cobertura original o cambiar a otro estado (Phillips, 1997; Landa et al., 1997; Kaimowitz y Angelsen 1998; Watson et al., 2000). En este caso el paisaje se interpretaría como un mosaico con distintos tipos de cobertura (Figura 1), el cual varía a través del tiempo, en función de los procesos sociales y ambientales que conducen la deforestación, pero también por los ciclos variantes del crecimiento y la regeneración forestal (O'Brien, 1995).

Los elementos del mosaico pueden seguir distintas trayectorias de cambio y la probabilidad de que ocurra una u otra trayectoria varía con respecto a las condiciones del elemento y una serie de factores incidentes (Figura 2). Estas probabilidades pueden cambiar con el tiempo y de acuerdo a las condiciones del sistema.

En la deforestación intervienen de manera compleja factores tanto físicos y ecológicos -que se denominarán ambientales- como sociales, económicos y culturales -que en adelante serán llamados socioeconómicos- (Dale et al., 1993; Mas et al., 1996;

Lambin, 1997). Los efectos de la magnitud e interacción de estos factores varían significativamente de un lugar a otro (Kaimowitz y Angelsen, 1998).

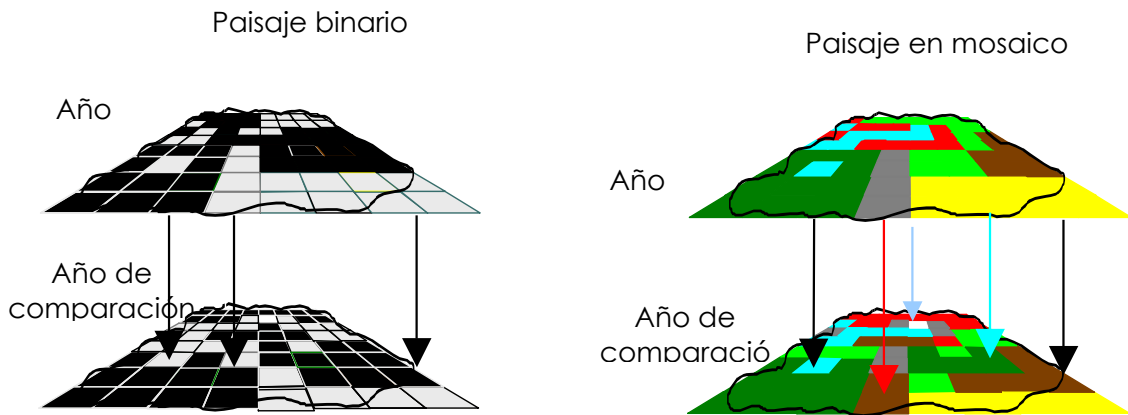


Figura 1. Conceptualización de un paisaje binario (forestado – no forestado) y uno en mosaico.

En este trabajo se define a la deforestación como el proceso de transformación o deterioro de un área forestada, que conduce a la remoción de la cobertura original de algunos de sus elementos o parches, de manera inmediata o progresiva.

A.3. Causas e impactos de la deforestación

La deforestación está asociada a diversos impactos ambientales, como la perturbación de los servicios ambientales, cambios microclimáticos, erosión, alteración de los regímenes hidrológicos, y el incremento de emisiones a la atmósfera de gases de efecto invernadero. También se relaciona con la disminución de la disponibilidad de hábitats y la pérdida de biodiversidad (Wilson, 1988; Dale et al., 1993; García-Oliva et al., 1994; Naeem, et al., 1994; Pimm, 1995; Fernside, 1996; Landa et al., 1997; Masera et al. 1997; Kaimowitz y Angelsen, 1998).

Aunque el cambio en la cobertura y la fragmentación del hábitat no necesariamente se asocian con pérdidas en todos los componentes de la biodiversidad (Landa et al., 1997; Cuarón, 2000), el empobrecimiento de los ecosistemas naturales suele ser la regla más que la excepción (Bilborrow y Ogendo, 1992; Whitmore y Sayer,

1992). Finalmente, los cambios en el uso del suelo afectan también las condiciones sociales y económicas de la población (Dale et al., 1993).

Como se mencionó antes, los paisajes que resultan de un proceso de deforestación se presentan con frecuencia como mosaicos constituidos de distintas clases de cobertura que están cambiando continuamente (Figura 2). Esos clases interaccionan con los parches que les rodean, donde los procesos ecológicos ocurren en distintas escalas de tiempo y espacio (Sklar y Costanza, 1991; Noss y Csuti, 1994; Forman, 1995).

Entre los factores físicos y ecológicos relacionados con los procesos naturales de cambio, en las comunidades vegetales destacan las fluctuaciones demográficas de las distintas poblaciones que las constituyen, características del relieve, propiedades del suelo, disponibilidad de fuentes de agua, estructura de la vegetación, su estado sucesional y propiedades de regeneración. Además inciden fenómenos meteorológicos como las tormentas y huracanes, e incluso los incendios naturales (Lindenmayer y Franklin 1997). Sin embargo, la mayor parte de los cambios en los ecosistemas forestales son provocados por actividades humanas (Lambin, 1997; Nepstad, et al., 1999).

En países tropicales, los principales factores socioeconómicos correlacionados con la deforestación son la expansión de las tierras dedicadas a las actividades agropecuarias y la densidad poblacional (Mahar y Schneider, 1994; Agrawal, 1995). En México, el establecimiento de áreas dedicadas a la ganadería ha participado de manera particularmente importante (Toledo, 1990; Dirzo y García, 1992; Masera et al., 1997; Cortina et al., 1999).

A.4. El análisis a través de escalas

Los análisis a diferentes escalas permiten responder distintas preguntas. Estas escalas pueden ser temporales o espaciales. De hecho se han realizado análisis de la deforestación que combinan ambas aproximaciones (Verburg et al., 1999).

El análisis de cambio tiene implícita la escala temporal, sin embargo, comparar datos para más de dos fechas dentro de un lapso de tiempo determinado posibilita encontrar diferentes tasas de cambio de cobertura dentro del ámbito temporal de un estudio, lo que podría reflejar una dinámica del cambio variable para la región (Dirzo y García, 1992; Castillo Santiago et al., 1998; Mendoza y Dirzo, 1999). Un análisis de series de tiempos puede describir de mejor manera los procesos que operan en una región que la sola comparación de los estados inicial y final (Lambin, 1997).

Cuando se utiliza un juego de escalas espaciales anidadas (i.e. Veldkamp et al., 1996) se logra una perspectiva más completa del problema. A escalas pequeñas los datos obscurecen la variabilidad. Sin embargo, a escalas más grandes puede resultar imposible capturar todos los procesos que ocurren a niveles de agregación mayores. En el ámbito del estudio de la dinámica de CCUS, las escalas de trabajo más comunes consideran desde unidades familiares, granjas u organizaciones que cubren áreas pequeñas (menos de un kilómetro cuadrado), hasta regiones o países (Kaimowitz y Angelsen, 1998).

La subdivisión del terreno en sistemas de distinto tamaño (o escala), ayuda entonces a determinar la existencia o no de vínculos entre las variables que afectan ambas escalas. Cuando se entienden las interacciones entre los sistemas, es posible discernir respecto a los efectos acumulativos que actúan entre distintas escalas (Bailey, 1996). Una aproximación multiescalar permite identificar los efectos ascendentes y

descendentes que ocurren en un sistema (Verburg et al., 1999). Dependiendo de la escala, distintas variables pueden considerarse endógenas o externas al sistema.

La mayor parte de la deforestación en México ocurre en áreas tropicales, a una escala espacial intermedia, en el orden de los cientos de miles de hectáreas, escala que no ha sido suficientemente analizada durante los últimos años (O'Brien, 1995; Maser, Ordoñez y Dirzo, 1997). Estudios en esta escala pueden ayudar a entender el papel de algunas variables que afectan en escalas más finas o más gruesas los procesos de CCUS.

B. Modelado del cambio de cobertura y uso del terreno

Para entender fenómenos complejos se requiere de una gran variedad de enfoques en su estudio. El uso de los modelos para entender como ocurren los procesos de CCUS se ha incrementado a partir de la década de los ochenta. Los modelos varían de acuerdo a los objetivos para los que fueron creados, por ejemplo, para identificar las causas del cambio o como se expresará en el futuro. En los últimos años se han desarrollado modelos específicos para abordar distintos aspectos de la deforestación (Kaimowitz y Angelsen, 1998; Verburg y Veldkamp, 2005). De estos modelos se pueden identificar tres clases: los descriptivos, los empíricos y los de proyección (Lambin, 1994). Al primer grupo pertenecen los modelos de probabilidad de transición, que simulan los procesos de cambio del paisaje con técnicas lineales estocásticas. Una cadena de Markov, por ejemplo, describe estocásticamente procesos que se mueven en secuencias de pasos a través de un conjunto de estados. Estos modelos no son espacialmente explícitos y sólo responden a la pregunta de ¿cuándo ocurren los cambios? Su uso ha sido popular en estudios de sucesión y de deforestación (Childress et al., 1998).

Los modelos empíricos son modelos de regresión, que por tanto son intrínsecamente no espaciales. Estos modelos son herramientas exploratorias para

probar la existencia de vínculos entre posibles fuerzas conductoras y causas inmediatas de la deforestación y entonces buscan responder a la pregunta ¿por qué ocurre el cambio? (Mahar y Schneider, 1994).

En cuanto a los modelos de proyección, destacan los modelos estadísticos espaciales y los de simulación dinámica espacial. Los primeros aprovechan la posibilidad de combinar datos obtenidos por percepción remota, los SIG y modelos matemáticos multivariados. Se enfocan en la distribución espacial de los elementos del paisaje y en los cambios en sus patrones. Su meta es proyectar y mostrar los futuros patrones del paisaje que resultarían de la continuación de las actuales prácticas de manejo del terreno o la carencia de ellas. La variable dependiente suele ser binaria (forestado / no forestado). Este tipo de modelos principalmente identifica predictores de la ubicación de áreas que están más propensas a cambios en la cobertura.

Por su parte, los modelos de simulación dinámica espacial pueden predecir cambios temporales en patrones espaciales sobre el uso del terreno. Estos modelos reticulares o “raster” combinan la información ecológica espacialmente explícita con factores socioeconómicos relacionados con las decisiones sobre uso del terreno de los agricultores. Los autómatas celulares, ejemplo de este tipo de modelos, han sido utilizados ampliamente en ecología (Ruxton y Saravia, 1998). La modelación está basada en reglas de comportamiento determinadas por atributos que se pueden ubicar. Es a esta categoría a la que pertenecen modelos como el GEOMOD desarrollado por Hall et al., (1995) y CLUES de Veldkamp y Fresco (1996).

Los modelos de simulación dinámica están diseñados para entender los impactos ecológicos, a largo plazo, de los cambios en el uso y la cobertura del terreno. Estos modelos permiten probar escenarios sobre el cuándo, dónde y en que extensión ocurrirán los cambios en el uso del terreno (Verburg et al., 1999). Su compromiso más

difícil está entre la generalización geográfica y el realismo. Su capacidad para realizar predicciones sobre espacio y tiempo ha provocado que cada vez haya mayor interés en ellos.

A lo largo de este trabajo se hace una revisión de estudios sobre deforestación en México, un análisis multitemporal del cambio de cobertura y uso del suelo en una región del sureste del país, una revisión de las variables que han influido en los cambios registrados y la simulación de los escenarios futuros con base en los conocimientos adquiridos a lo largo de este proceso.

Objetivo General

Esta investigación analiza la dinámica de cambio de cobertura y uso del terreno en una región de alta diversidad biológica en el sureste de México, con el propósito de comprender sus patrones espacio-temporales y sus principales tendencias a futuro. Con base en ello se plantean escenarios de la composición del paisaje en el futuro y de los patrones de vulnerabilidad al cambio en la zona de estudio.

1. Objetivos Específicos

Para conseguir el objetivo general se plantearon cuatro objetivos específicos:

- Hacer una revisión sobre los procesos de CCUS, con énfasis en la deforestación.
- Identificar patrones y tendencias del proceso de cambio de cobertura y uso del suelo.
- Identificar las variables socioeconómicas y ambientales que expliquen los cambios de cobertura y uso del suelo.
- Modelar escenarios para el futuro confiables, con base en la información obtenida del análisis de cambio de cobertura y uso del terreno y de la influencia de las variables explicativas.

Capítulo 1. El estudio de la deforestación en México: Revisión de estudios de caso¹

Alejandro Flamenco y Omar Masera

1.1. Introducción

De los procesos de transformación ambiental, la deforestación es uno de los temas que ha despertado mayor interés entre la comunidad científica, y de quienes se preocupan por los asuntos de la conservación y del desarrollo sustentable. Dicho interés se comprende al considerar que gran parte de las masas forestales que existían hasta principios de siglo XX, han sido perturbadas e incluso eliminadas en un corto periodo de tiempo. La gran velocidad con que se han perdido las áreas forestales podría implicar que, para finales del siglo XXI sólo queden pequeños reductos aislados de selvas y bosques, en regiones que hace 50 años estaban cubiertas por densas formaciones forestales.

Entre los impactos más evidentes de la deforestación destacan la fragmentación del paisaje, la erosión, el azolve de reservorios de agua y la modificación de hábitats para distintas especies. Pero además del deterioro ambiental provocado por la deforestación, las consecuencias van más allá. A este proceso se asocian severos cambios microclimáticos, trastornos en los regímenes de precipitación, acumulación de dióxido de carbono y otros gases de efecto invernadero en la atmósfera. Además se le relaciona con el detrimento en la calidad de vida de los pobladores.

¹ Presentado inicialmente en: Flamenco, A., Masera, O.R., 2001. El estudio de la deforestación y dinámica de uso del suelo en la República Mexicana: Revisión de estudios de caso. Proceedings of the International Land Degradation and Desertification. Mayo 7-14, 2001. Ciudad de México-Pátzcuaro. IGU Commission on Land Degradation and Desertification, Instituto de Geografía e Instituto de Ecología, UNAM. Revisado, complementado y editado para su incorporación en esta tesis.

Aún hoy es difícil determinar con precisión la velocidad a la que se pierden los bosques y selvas cada año, a pesar de que se cuenta con gran cantidad de información para diversas regiones (FAO, 2001). Por otro, uno de los principales problemas para generalizar las conclusiones de estudios locales o regionales es que, además de las diferencias que existen entre las zonas, los métodos y enfoques empleados son distintos y no siempre se pueden hacer compatibles sus resultados.

Además de la heterogeneidad ambiental, los factores sociales y económicos juegan un papel determinante en la transformación ambiental. La búsqueda de respuestas a preguntas sobre dónde, cuándo, cómo y por qué ocurre la deforestación, ha motivado que se establezcan líneas de investigación en el ámbito de las ciencias naturales, pero también en las sociales y económicas. Las aproximaciones utilizadas actualmente para entender la deforestación aprovechan innovaciones tecnológicas en la percepción remota y los sistemas de información geográfica, además de los avances en los métodos de análisis estadístico multivariado.

En este trabajo, se revisaron de manera general las causas y consecuencias de la deforestación. También se hizo un análisis sobre estudios de caso de este proceso en la República Mexicana, con énfasis en los métodos utilizados para realizar estimaciones y los resultados obtenidos. Además se revisaron algunas generalizaciones derivadas de trabajos realizados en otras regiones. Finalmente se discute sobre perspectivas metodológicas y prácticas de los estudios sobre deforestación.

1.2. ¿Qué es la deforestación?

Existe una gama de concepciones referentes a la deforestación, que van desde considerar a este proceso simplemente como el cambio físico en la cobertura del bosque (FAO-UNEP, 1990), hasta las que toman en cuenta los factores ambientales, sociales y

económicos que dirigen el cambio (Dale et al., 1993; Lambin, 1994; 1997; Mas et al., 1996; Landa et al., 1997).

Desde un enfoque práctico, la deforestación implica la tala del bosque para el establecimiento de usos del suelo diferentes, principal pero no exclusivamente, para actividades agropecuarias, con una alteración temporal o permanente del ecosistema, de modo que cambia a un tipo de uso no forestal (Dirzo y García, 1992; Watson et al., 2000). No existe consenso respecto a la temporalidad del cambio. Algunos consideran que éste debe ser permanente para considerarse como deforestación, pero otros argumentan que el proceso puede ser transitorio (Watson et al., 2000). Si incluimos el ámbito espacial, un paisaje puede estar conformado por parches con distinto grado de perturbación, que forman un mosaico complejo de estadios con relación a la vegetación original. Además, las trayectorias de cambio de un estado a otro no siempre son las mismas y aún cuando existen secuencias típicas en los procesos de transformación, no siempre se ocurren los mismos procesos.

Con base en lo anterior, podemos definir a la deforestación como *el proceso de transformación o deterioro de un área forestada, que conduce a la remoción de la cobertura original en algunos de sus elementos o parches del paisaje, de manera inmediata o progresiva*. En este proceso intervienen diversos factores, que operan de distinta manera con respecto a la región y la escala espacial y temporal.

1.2.1. Causas de la deforestación

Muchas de las causas de la deforestación ocurren más allá de los bosques y deben observarse como factores a veces endógenos y otras externos al ecosistema (Kaimowitz y Angelsen, 1998). En este sentido, Lambin (1997) indica que la deforestación es, en la mayoría de los casos, el resultado de complejas cadenas de causalidad que se originan más allá del sector forestal. La mayor parte de los cambios

en los ecosistemas forestales son provocados por la conversión de la cobertura del terreno, la degradación del mismo o por la intensificación en su uso, todo esto resultado de actividades humanas (Lambin, 1997; Nepstad et al., 1999). En los países tropicales, los principales factores socioeconómicos correlacionados con la deforestación son el uso de las tierras dedicadas a actividades agropecuarias o forestales y la densidad poblacional. La importancia relativa de cada factor es distinta en diferentes regiones del planeta (Bawa y Dayanandan, 1997). La expansión del área agropecuaria constituye una de las principales fuentes de deforestación en Asia y América Latina. El establecimiento de pastizales es especialmente importante en esta última región (Toledo, 1990; Dirzo y García, 1992; Masera et al., 1997; Kaimowitz y Angelsen, 1998; Cortina et al., 1999; Hall, 2000). En África, la densidad poblacional es el factor que más se correlaciona con la deforestación (Bawa y Dayanandan, 1997).

A los factores físicos y socioeconómicos asociados con la deforestación pueden sumarse los efectos de fenómenos naturales como tormentas o plagas. El daño causado a los ecosistemas por sus efectos sinérgicos, puede llegar a ser irreversible (Masera et al., 1998; Ramírez-García et al., 1998). El peso de los distintos factores que provocan la deforestación varía de acuerdo con las condiciones en que ocurren.

Es conveniente distinguir entre las causas directas y las fuerzas conducentes de la deforestación cuando se analizan los factores que la promueven. Las primeras se refieren a procesos inmediatos que producen cambio pero que resultan de la influencia de las segundas. Las fuerzas conducentes suelen ser la combinación de dos o más factores, como el crecimiento de la población, condiciones sociales no equitativas, políticas gubernamentales erróneas o el uso de tecnologías inapropiadas (Lambin, 1994). Una causa directa podría ser la transformación de selvas en pastizales mientras que la fuerza conducente sería la combinación de ciertas políticas económicas y las

relaciones comerciales internacionales. Aunque las causas directas de la deforestación generalmente se imputan a la presión por la explotación de recursos y la competencia por áreas agropecuarias, la problemática estructural a que responde el proceso suele ser más compleja (Lambin et al., 2001).

1.2.2. Consecuencias

La deforestación es un problema multidimensional y sus formas y tasas varían entre regiones. Estos procesos determinan, entre otras cosas, la disponibilidad de hábitats adecuados y la existencia de los servicios ambientales (Landa et al., 1997). La deforestación se asocia a múltiples impactos, como cambios microclimáticos, erosión, pérdida de la recarga de acuíferos, azolve de presas y lagos e inundaciones (Kaimowitz y Angelsen, 1998). También a la alteración de los regímenes hidrológicos y de dispersión de distintos tipos de perturbación (Dale et al., 1993). A la pérdida en la fertilidad de los suelos (García-Oliva et al., 1994); alteraciones en la diversidad biológica (Wilson, 1988; Naeem et al., 1994; Pimm, 1995). A la emisión y acumulación en la atmósfera de gases de efecto invernadero (Fernside, 1996; Masera et al., 1997). De hecho, se pronostica que la principal causa de extinción de especies en los próximos 50 años será la deforestación. Existe consenso de que entre el 5 y 10 por ciento de las especies de selvas tropicales húmedas se perderá cada década si continúan las actuales tasas de pérdida y perturbación (FAO y FSC, 2001).

Los cambios en el uso del terreno afectan también las condiciones sociales y económicas de la población (Dale et al., 1993). Tan solo en el caso de las selvas tropicales húmedas, se estima que existen más de 400 millones de personas que viven en este tipo de comunidades o dependen directamente de ellas para subsistir, de las cuales 50 millones pertenecen a grupos autóctonos (FAO y FSC, 2001).

1.2.3. Estimación de las tasas de deforestación

Entre las tareas actuales de investigación sobre deforestación destaca la necesidad de medir su velocidad, determinar su extensión geográfica y entender cuáles son las causas sociales y económicas en las escalas global, regional y local (Cortina et al., 1999). Para evaluar la pérdida de cobertura forestal es común estimar la tasa de deforestación, que es el porcentaje de superficie forestal remanente que es cortada durante determinado lapso y que generalmente se expresa en porcentaje anual (Mas, 1996; Mas et al., 1996). Para calcularla se parte de una estimación de cambio de la cobertura forestal, por lo que se necesita determinar un punto de referencia contra el cual comparar su situación actual. Dicho punto puede establecerse por dos vías distintas: la reconstrucción de la vegetación *clímax*, o a través de observaciones del estado de la cobertura en un momento dado. Esta última vía tiene la ventaja de definir claramente la dimensión temporal de los cambios detectados, aun cuando quedan oscurecidos algunos eventos que ocurrieron durante el periodo analizado (Lambin, 1997). Además, existen perturbaciones que no reducen la cobertura forestal considerablemente, pero que definitivamente juegan un papel importante en su deterioro (Dirzo y García, 1992).

La recopilación de información sobre la cobertura del terreno ha mejorado gracias a la disponibilidad de datos obtenidos por medio de percepción remota, es decir fotografía aérea e imágenes de satélite, que son validados con procedimientos de verificación de campo (Hessburg et al., 1999). El procesamiento de esos datos se ha perfeccionado gracias a los avances en la capacidad de análisis y almacenamiento masivo de los equipos de computo. Esta capacidad permite realizar análisis complejos que antes no eran accesibles (Johnson y Kasischke, 1998).

Sin embargo, uno de los principales problemas para conocer las tasas de deforestación es que muchas de las estimaciones se han basado más en los juicios de expertos en el tema que en el uso de técnicas de cuantificación (Grainger, 1993), aunque esta tendencia ha ido cambiando y se han desarrollado iniciativas muy importantes para establecer sistemas de monitoreo. Existe un gran número de trabajos para evaluar la transformación de la cobertura forestal, los cuales comprenden diferentes escalas de trabajo y horizontes de tiempo distintos. Entre ellos existen grandes diferencias en los métodos y las fuentes de información usados, además de discrepancias en los sistemas de clasificación y en las categorías utilizadas, lo que dificulta la posibilidad de comparar resultados entre distintos trabajos (González-Medellín, 2000).

En los últimos años se han llevado a cabo diferentes esfuerzos para realizar estimaciones objetivas con base en métodos que han logrado avances significativos. Achard y colaboradores (1998; 2002) han propuesto un método para evaluar la deforestación para los bosques tropicales húmedos. El avance en el conocimiento sobre los métodos de cuantificación de cambio, ha favorecido el perfeccionamiento de técnicas que aseguran una mayor exactitud al evaluar cambios en la cobertura del terreno (Kimes et al, 1998a; Luneta et al, 2004).

En México, a partir de la elaboración del Inventario Nacional Forestal (INF) 2000 (Palacio et al., 2000), se contempló establecer por primera vez un sistema que permitiera realizar un monitoreo del CCUS. Para ello se propuso un método de evaluación de CCUS multi-anual basado en información ya existente y su actualización en el futuro (Mas et al, 2004). Este método permite evaluar las tasas de transformación con un valor conocido de exactitud, lo que agrega un valor de certidumbre a las estimaciones realizadas (Mas et al., 2002).

Se han planteado también métodos que integran diferentes disciplinas para analizar el cambio, sus causas y pronosticar su dinámica en el futuro (Turner et al, 2001).

En cuanto a los resultados, las estimaciones mundiales han variado, por ejemplo, entre 11 y 15 millones de hectáreas para principios de los años setenta, de 6.1 a 7.5 millones para finales de la misma década y entre 12.2 a 14.2 millones para la de los ochenta (Grainger, 1993).

De acuerdo con las estimaciones de la FAO a nivel mundial, entre 1981 y 1990 se perdieron anualmente 15.5 millones de hectáreas de bosques y selvas (Lambin, 1994). Esto determina una tasa anual del 0.8 %. Entre 1990 y 2000 la tasa de deforestación habría sido de 0.23%, lo que habla de un incremento para la última década de casi dos veces la tasa anterior (FAO y FSC, 2001). Se calcula que tan sólo entre 2000 y 2004 hubo un decremento de la superficie forestal bajo manejo de 8.6 a 6.1 millones de hectáreas (FAO, 2005).

1.2.4. Deforestación en México

En la mayoría de los países tropicales, las actividades del sector forestal pueden entenderse mejor como actividades de minería que de aprovechamiento de un recurso renovable (Gómez-Pompa et al., 1972). Este tipo de manejo, aunado a una serie de factores relacionados con las actividades productivas, corrupción y presión demográfica, ha acelerado la pérdida de grandes masas forestales (Masera, 1996).

A finales del siglo XIX y principios del XX, el gobierno mexicano otorgó concesiones forestales a empresas extranjeras, lo que provocó una pérdida particularmente importante de bosques templados en la región central del país (Masera et al., 1997; 1998). Por su parte, las selvas húmedas, las cuales se habían mantenido con bajos índices de perturbación, empezaron a ser afectadas por la deforestación debido a

la demanda de maderas preciosas y el florecimiento de distintos tipos de plantaciones que surgieron en la misma época (González-Medellín, 2000).

A partir de la década de los años cuarenta, pero sobre todo en los sesenta y setenta, se genera una gran presión sobre las selvas por el desarrollo de proyectos productivos y la promoción de programas de colonización, que buscaban desahogar la presión por la posesión de tierras en otras regiones (Masera et al., 1997). Una parte importante de la colonización de estas selvas ha sido espontánea y desorganizada. No se tomaron en cuenta sus consecuencias sobre los ecosistemas, ni la carencia de conocimiento de los nuevos pobladores para adaptarse a las nuevas condiciones (Casco, 1990; O'Brien, 1995; Landa et al., 1997). Por otra parte, el proceso de ganaderización, al igual que en otros países del continente, disfrutó de incentivos importantes, lo que promovió más la deforestación de las selvas (Casco, 1990; Moran et al., 1994). Por último, la industria petrolera, la minería y la construcción de obras de infraestructura también han promovido el deterioro ambiental y la deforestación en el país (Tudela, 1990).

Como se indicó antes, el proceso de deforestación será distinto dependiendo de las condiciones ambientales y socioeconómicas, y en este sentido el tipo de cobertura forestal juega un papel preponderante. En las selvas, una secuencia típica del proceso de deforestación inicia con la extracción de madera preciosa, que es precedida por la colonización espontánea. Durante esta etapa ocurre el desmonte para establecer agricultura de temporal durante algunos años, seguida de ganadería extensiva (Masera et al., 1997). Por su parte, en los bosques templados, un factor dominante del proceso de deforestación son los incendios, que en su inmensa mayoría son provocados para aumentar la productividad de los pastos (Masera et al., 1997). La tala clandestina de

madera y la apertura de tierras para la agricultura comercial también son factores que promueven la pérdida forestal en los bosques (Masera, 1996).

Masera y colaboradores (1997) hacen un análisis sobre el patrón de CCUS en el país para bosques y selvas para principios de los años 90, evaluando el peso de distintas causas. Los valores se presentan en el Cuadro 1.1.

Cuadro 1.1. Cambio de uso del suelo provocado por distintas causas en bosques templados y selvas (%).

Tipo de cobertura	Incendios	Ganadería	Agricultura	Otras causas
Bosques templados	50	28	17	5
Selvas	7 a 22	60	10 a 14	2 a 23
Agregado	24	49	13	14

Aún cuando la causa principal de cambio es distinta entre bosques templados y selvas, la ganadería fue la actividad que provocó mayor proporción de cambio a nivel nacional (49%).

1.3. Revisión de los trabajos realizados en el país

Hasta antes de 2000 la cuantificación de la deforestación para el país no había sido precisa, debido sobre todo a la carencia de monitoreos permanentes a lo largo del territorio y a diferencias en la intensidad de trabajo realizado (González-Medellín, 2000). En 2000 se llevó a cabo el INF (Palacio-Prieto et al., 2000). Se elaboró un intenso trabajo para contar con un información actual de la cobertura y uso del terreno que cubría todo el país (Mas et al., 2002). Ha sido el primer proyecto con objetivos y métodos orientados a establecer un sistema de monitoreo sobre el CCUS en el país con la capacidad de evaluar la exactitud de su análisis y asegurar su continuidad (Mas et al., 2004). Se estableció un sistema de clasificación compatible con la cartografía de uso del suelo y vegetación del INEGI para poder comparar la nueva información con datos históricos. De hecho, en la publicación de Palacio-Prieto y colaboradores (2000), se

reportan diferencias registradas entre la década de los setenta y la información de 2000.

El sistema establecido permite entonces tener un inventario de los diferentes tipos de cobertura, pero además realizar comparaciones periódicas.

A diferencia de iniciativas anteriores, el proyecto se realizó en un tiempo muy breve (ocho meses) y aseguró estándares de calidad tanto en el proceso como en los productos. El proceso y los resultados superan a muchos otros proyectos en calidad y en cantidad de información.

Desafortunadamente son escasos los esfuerzos para llevar a cabo trabajos de este tipo en otras escalas. La mayor parte de los estudios han sido estudios de caso y muy pocos consideran la extensión total del país. Existen diferencias importantes entre los distintos trabajos en cuanto a la extensión territorial, periodos comprendidos, y propósitos.

Con base en la información disponible, para la década de los ochenta las cifras absolutas de deforestación podrían haber sido de entre 400,000 a 1'500,000 ha al año (Maser et al., 1997). De acuerdo con los resultados del INF (Palacio Prieto et al., 2000) el 0.01% de la superficie del país corresponde a plantaciones forestales. Casi el 17% corresponde a bosques templados, y cerca del 16% a selvas. Aproximadamente el 10% está cubierto por pastizales y el 23.5% se destina a la agricultura. Los matorrales xerófilos ocupan el 27% del territorio nacional.

La información del INF fue analizada también en uno de los trabajos sobre deforestación más completos disponibles actualmente (Velázquez et al., 2002). En reportan en los resultados de un análisis de deforestación para el país que comprendió el periodo de 1976 a 2000. La tasa anual fue de 0.43% incluyendo selvas, bosques y matorrales. Esta tasa implica una pérdida de 545 mil ha (\pm 50 mil ha) por año entre el periodo analizado. En un trabajo relacionado, Mas y colaboradores (2004) evaluaron

que para el mismo periodo la tasa anual de deforestación para bosques tropicales fue de 0.25% mientras que para las selvas tropicales la tasa fue de 0.76%.

Seguramente los métodos de análisis de CCUS desarrollados para el INF seguirán marcando la pauta para que se lleven a cabo análisis más confiables sobre los procesos de cambio en el país. Sin embargo existen una serie de trabajos anteriores a la publicación del A continuación se presenta el resultado de una revisión de diferentes estudios de caso sobre deforestación o cambio de la cobertura del terreno en México publicados antes del INF. Se comparan métodos, períodos de análisis y resultados. Dicho análisis permite bosquejar la forma en que se han estado llevando a cabo estudios sobre deforestación en el país. Se revisaron 26 trabajos que fueron elegidos a partir de la disponibilidad que tuvieron los autores para obtenerlos. Aun cuando se realizó una revisión en las publicaciones en que normalmente aparecen este tipo de documentos, este esfuerzo no significa una búsqueda exhaustiva. Muchos documentos relacionados con el tema se circunscriben a reportes técnicos o a trabajos de tesis que generalmente no se hacen públicos y son difíciles de conseguir.

De los documentos revisados se seleccionaron 18 para analizarse en este capítulo. Estos documentos son representativos de lo que ocurre en el país, tanto en las zonas que comúnmente se estudian, en los métodos utilizados para el análisis como en el tipo de resultados encontrados. Primero se analizan los diferentes métodos utilizados y la manera en que se abordaron los estudios y después los resultados obtenidos.

Los estudios revisados cubren extensiones variables de superficie, que comprenden desde miles hasta millones de hectáreas. Destaca el uso de distintos sistemas de clasificación para los tipos de cobertura en que se basan los trabajos. Los enfoques que utilizan tales sistemas se basan en características estructurales, fenológicas, composición florística o el tipo de uso del terreno.

En algunos casos, las fuentes de información fueron de primera mano (p. ej. fotografías aéreas o imágenes de satélite) o secundarias (p. ej. inventarios forestales o mapas de uso del suelo y vegetación). En ciertos trabajos se compararon fuentes similares para las distintas fechas pero en otras se utilizaron fuentes diferentes. Los periodos de análisis también fueron distintos, desde los que incluyen como primera fecha la vegetación potencial de la región, hasta algunos que comprendieron lapsos menores a diez años.

Respecto a las fuentes de datos utilizadas estas varían de acuerdo con el ámbito espacial, temporal y los objetivos del estudio. La forma en que se obtuvieron los datos comprende desde la revisión de datos censales y de fuentes secundarias hasta el uso de información adquirida por medio de percepción remota. Para algunos casos sólo se utiliza un tipo de datos, pero generalmente se tiene que recurrir a dos o más fuentes distintas. La fuente de datos más utilizada es la de percepción remota, seguida por el uso de cartas temáticas, sobre todo las de Vegetación y Uso del Suelo del INEGI y el Inventario Nacional Forestal Periódico de 1994 (Sorani y Alvarez, 1996). Sin embargo, gran parte de los datos usan una mezcla de esas dos fuentes de información. El material más recurrido en cuanto a la percepción remota corresponde a imágenes de satélite, generalmente de la serie Landsat, aunque en varios trabajos se ha hecho uso de fotografía aérea.

El lapso de tiempo analizado varía desde 10 años hasta comparaciones que se hacen con la vegetación potencial. La mayor parte de los estudios consideran intervalos entre diez y 20 años, mientras que una cuarta parte cubre periodos mayores. Algunos analizan dos o más periodos de tiempo, aunque la mayoría comprenden sólo uno.

El número de categorías utilizadas y el sistema de clasificación utilizado varían de acuerdo al ámbito del estudio y sus propósitos. En la mayoría de los casos los

estudios comprenden más de un tipo de cobertura vegetal, aunque casi un 40% analizan solo uno. En cuanto al sistema de clasificación, el cual se refleja en la leyenda utilizada, la referencia a los tipos de vegetación es lo más común, mientras que el uso del suelo es lo menos evaluado. Casi la tercera parte de los trabajos utiliza una leyenda mezclada entre tipos de vegetación y categorías de uso del suelo.

Para revisar los tipos de vegetación analizados en los distintos documentos, estos se agruparon de acuerdo al esquema planteado por Palacio-Prieto y colaboradores (2000), aunque se utilizan diferentes niveles de agregación, de manera que las selvas se separan a nivel de comunidad, al igual que los manglares y bosques mesófilos, mientras que los bosques de coníferas, encinares y bosques de pino-encino se agruparon a nivel de formación como bosques templados. La selva alta o mediana perennifolia fue el tipo de vegetación más revisado, seguida por la selva baja caducifolia y los bosques templados (Figura 1.1). Sólo un par de trabajos consideran los manglares en su análisis, a pesar de la importancia y vulnerabilidad de estos ecosistemas (Ramírez-García et al., 1998).

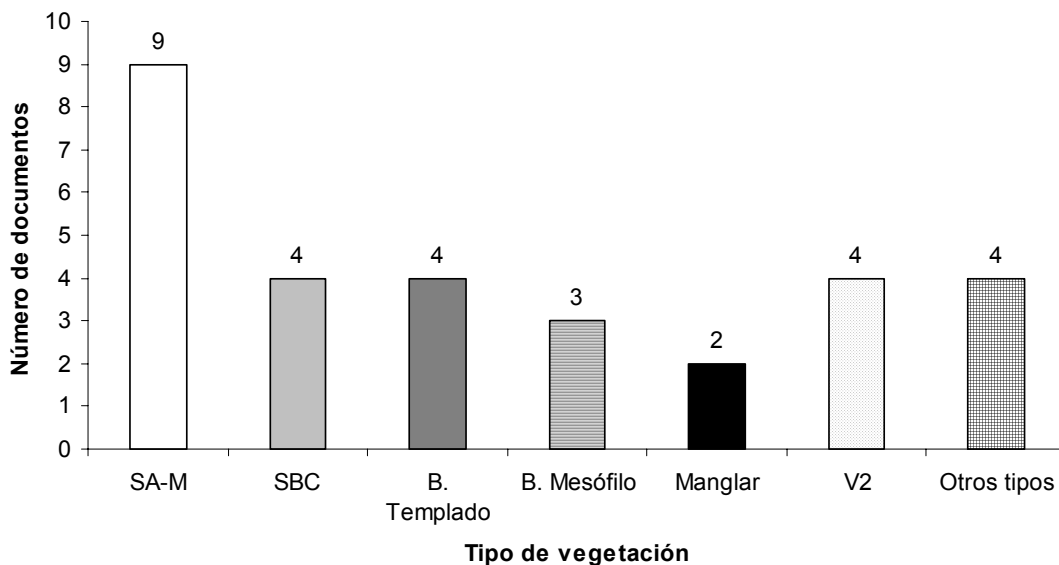


Figura 1.1. Número de documentos en que se evalúan los diferentes tipos de vegetación (SA-M = Selva alta o mediana perennifolia; SBC = Selva baja caducifolia; B. = Bosque; V2 = Vegetación secundaria).

La extensión analizada varió en un intervalo que va desde 7 mil hasta más de 5 millones de hectáreas. La región más estudiada se ubica en el sureste de México y la mayor parte de los trabajos han sido realizados en los estados de Chiapas, Tabasco y Campeche.

Con base en su ámbito, los trabajos pueden ordenarse en dos grupos: regiones específicas; y estatal. En la Figura 1.2 se indica la ubicación de los estudios que se han realizado en regiones específicas. Los objetivos de cada estudio han sido distintos y eso se refleja en la variabilidad en su extensión territorial y ubicación.



Figura 1.2. Ubicación de sitios de estudio específico. 1 Montaña de Guerrero (Landa et al., 1997); 2 Selva seca estacional en Morelos (Trejo y Dirzo, 2000); 3 Meseta P'urepecha (Alarcón Chaires, 1998); 4 Boca Santiago (Ramírez-García et al., 1998); 5 Carta Orizaba INEGI (Mas et al., 1996); 6 Sur de la Península de Yucatán (Cotina et al., 1999); 7 y 8. Cuenca del Usumacinta (Cortés-Ortiz, 1991; Cuarón, 1997); 9 Reserva el Ocote (Castillo Santiago et al., 1998); 10 Los Tuxtlas (Dirzo y García, 1992); 11 Meseta Central de Chiapas (de Jong et al., 1999); 12 Selva Lacandona-Marqués de Comillas (de Jong et al., 2000); 13 Selva Lacandona-Montes Azules (Mendoza y Dirzo, 1999).

En el ámbito estatal, los trabajos que se han realizado se indican en la Figura 1.3. No se pudo encontrar ningún trabajo a nivel estatal para la región norte u occidente del país. Por otra parte, existe un trabajo que incluye los estados del sureste incluyendo

además Veracruz y Guerrero, que sería el de más amplia extensión territorial analizada (Cairns et al., 2000).



Figura 1.3. Estudios realizados nivel estatal. Campeche (Mas, 1996); Chiapas (March y Flamenco, 1996); Michoacán (Bocco et al., 2001); Tabasco (Tudela, 1990).

Los resultados se reportaron con diferentes formatos. El resultado común sería el cálculo de la tasa o las tasas de deforestación, sin embargo sólo algunos indican dichas tasas. Otros trabajos expresaron la pérdida en unidades de superficie. En el Cuadro 1.2 se presentan las tasas de deforestación por tipo de cobertura de aquellos estudios que si lo indicaron. Debido a que existen trabajos en que se analizaron dos o más periodos, se indica la tasa de deforestación para cada uno de ellos.

La variación en las tasas de deforestación por tipo de cobertura se ilustra en la Figura 1.4. La carencia de datos específicos para algunos de los tipos de cobertura sesga los valores hacia los resultados obtenidos por Mas y colaboradores (1996). Sin embargo, se debe resaltar la gran variación registrada para las selvas altas o medianas perennifolias en diferentes trabajos. También resalta la variación entre las tasas de deforestación registradas en distintas categorías de bosque templado. Aún cuando la

mayor parte de los trabajos registran tasas alrededor del 2 o 3%, la tasa de 10.1% del bosque de táscate muestra valores similares a los registrados en selva baja caducifolia, los más altos registrados. La selva baja o tropical caducifolia cuenta aún con amplia distribución en el país, lo que acentúa los valores de pérdida, mucho mayores a la de bosques mesófilos o selvas altas y medianas perennifolias.

Cuadro 1.2. Tasa anual de deforestación por tipo de cobertura y para cada periodo evaluado.

COBERTURA	TASA DE DEFORESTACIÓN ANUAL (%) Y PERIODO DEL ESTUDIO		TRABAJO
SELVAS			
Selva alta y mediana	8.7 (1982-1992)		Mas et al. (1996)
Selva baja	10.4 (1982-1992)		Mas et al. (1996)
Selva baja caducifolia (Escala local)	1.4 (1973-1989)		Trejo y Dirzo (2000)
Selva baja caducifolia	1.0 (1975-1993)		Bocco et al. (2001)
Selva tropical húmeda	7.7 (1974-1986)		Cuarón (1991)
	4.2 (1967-1976)		Dirzo y García (1992)
	4.3 (1976-1986)		
	8.15 (1974-1984)		Mendoza y Dirzo (1999)
	7.9 (1984-1991) ^a		
Selvas, sabanas y vegetación secundaria	1975-84	1984-90	Cortina et al. (1998) ^b
	-0.20	-0.04	
BOSQUES			
Bosque templado	1.8 (1975-1993)		Bocco et al. 2001
Bosque de pino	2 (1982-1992)		Mas et al. (1996)
Bosque de pino-encino	2 (1982-1992)		Mas et al. (1996)
Bosque de encino	3.4 (1982-1992)		Mas et al. (1996)
Oyamel	2.4 (1982-1992)		Mas et al. (1996)
Bosque de táscate	10.1 (1982-1992)		Mas et al. (1996)
Mesófilo	10.1 (1982-1992)		Mas et al. (1996)
OTRAS FORMACIONES			
Manglar	1.4 (1970-1993)		Ramírez-García et al. (1998)
	1975-84	1984-90	Cortina et al. (1998) ^b
Agricultura mecanizada	5.22	1.39	
Agricultura manual	-1.38	-0.99	

^a Estos valores se obtuvieron en cuadrantes de 5 x 5 km catalogados como áreas de alta deforestación. Sin embargo, las tasas calculadas para la región son de 2.1% para el primer periodo y 1.6% para el segundo.

^b Los números negativos significan pérdida en ese trabajo.

Algunos de los trabajos revisados señalan una tasa de deforestación general. En el Cuadro 1.3 se presentan los valores reportados. Destacan dos aspectos en este cuadro.

Primero, la tasa registrada por Mas y colaboradores (1996) de 7.6% oscurece la variación que se observa en el Cuadro 1.2. Por otra parte, al igual que para Dirzo y García (1992), Cortina y colaboradores (1998) y Mendoza y Dirzo (1999), señalados en el Cuadro 1.2, el trabajo de Castillo Santiago y colaboradores (1998) obtuvo valores diferentes para los distintos periodos analizados.

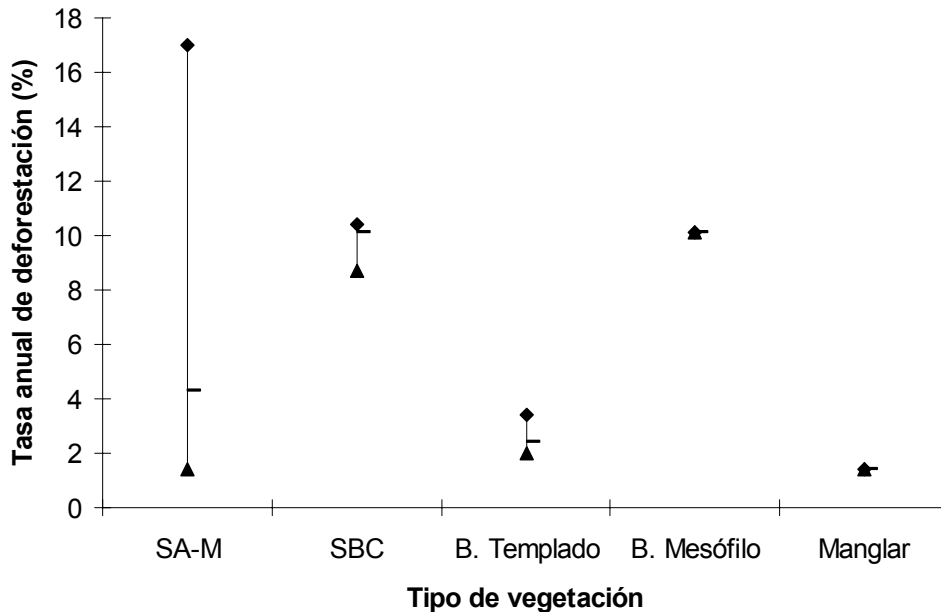


Figura 1.4. Variación en las tasas de deforestación calculadas por tipo de vegetación en los documentos analizados. Las líneas verticales indican el intervalo de los valores reportados. Las líneas horizontales señalan la media de los valores registrados. (SA-M = Selva alta o mediana perennifolia; SBC = Selva baja caducifolia; B. = Bosque).

Cuadro 1.3. Registro de tasas de deforestación general.

TRABAJO	PERIODO DEL ESTUDIO	TASA ANUAL DE DEFORESTACIÓN (%)
Castillo et al. (1998) ^a	(1972-1984)	0.33
March y Flamenco (1996) ^b	(1972-1993)	2.1 ^c
Mas (1996) ^c	(1978-1992)	4.4
Landa et al. (1997) ^a	(1979-1992)	De 1.7 a 9 ^d
Mas et al. (1996) ^e	(1982-1992)	7.6
Castillo et al. (1998) ^a	(1984-1992)	0.45
Castillo et al. (1998) ^a	(1992-1995)	1.39

^a Cobertura forestal

^b Superficie forestal en buen estado

^c Selvas y manglares en conjunto

^d Varía de acuerdo con la región

^e A diferencia del cuadro anterior, en esta se presenta la tasa de deforestación total

Otros factores a considerar cuando se realizan estimaciones del CCUS son el tipo cobertura y su ubicación. Aún bajo el mismo esquema de análisis, se han registrado variaciones en las tasas calculadas que pueden comprender casi un orden de magnitud para dos tipos de vegetación distintos (Landa et al., 1997). Por otra parte, se han registrado tasas de cambio anual que varían de 0 a 8.1% para un mismo periodo y el mismo tipo de cobertura, pero en diferentes zonas (Mendoza y Dirzo, 1999).

Los cambios de cobertura en determinada región siguen distintas tendencias a nivel local, que son dirigidas por distintos agentes ambientales y socioeconómicos, lo que genera mosaicos heterogéneos con distintas clases de cobertura. En la Figura 1.5 se representan tasas de deforestación para diferentes entidades y para distintos tipos de vegetación. Destaca la diferencia en valores absolutos y en las proporciones relativas para cada estado, lo que ratifica que el comportamiento de la deforestación varía de acuerdo con las condiciones de cada lugar y los tipos de vegetación presentes, además la serie de factores que ya se han mencionado.

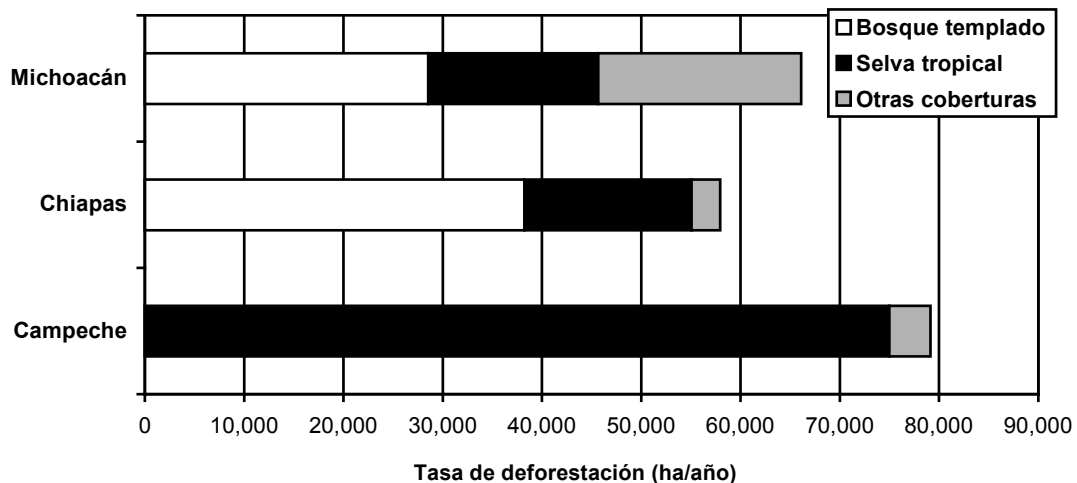


Figura 1.5. Tasas de deforestación para distintos tipos de cobertura en tres estados, expresada en hectáreas perdidas por año. Con base en datos de Bocco et al. 2001 (Michoacán); March y Flamenco, 1996 (Chiapas); y Mas, 1996 (Campeche).

También es posible encontrar diferentes tendencias de la deforestación con relación al tiempo. En el Cuadro 1.2, existen registros para dos periodos en que la tasa de deforestación se mantiene prácticamente igual (Dirzo y García, 1992), mientras que en otros la diferencia puede ser de casi un orden de magnitud (Cortina et al., 1999).

Todos estos resultados enfatizan que el proceso de la deforestación es dinámico y variable con respecto al espacio, al tiempo y a la escala de trabajo con que se lleva a cabo el análisis.

1.4. Discusión y conclusiones

La deforestación a gran escala en países como México es un fenómeno relativamente reciente (Tudela, 1990; Dirzo y García, 1992 y Masera et al., 1997). El desarrollo tecnológico ha favorecido la pérdida masiva de bosques y selvas. A este desarrollo se suman los problemas sociales y económicos que promueven la transformación ambiental. Aunque en el último cuarto de siglo gran parte de la preocupación se enfocó en las selvas tropicales, la pérdida y degradación de bosques templados, sobre todo mesófilos, es acelerada e intensa al menos en algunas regiones del país (March y Flamenco, 1996; Mas et al., 1996; Landa et al., 1997; Alarcón-Cháires, 1998).

Además de la reducción en la cobertura forestal, un serio problema que enfrentan los ecosistemas naturales es su fragmentación y degradación (Noss y Csuti, 1997; Ochoa-Gaona et al., 2004). No basta con cuantificar el cambio en la cobertura sino hacer análisis cualitativos de la composición de las comunidades vegetales (Alarcón-Cháires, 1998). Se requiere establecer mecanismos de seguimiento que permitan evaluar la condición de las coberturas forestales.

El análisis del CCUS debe considerar las diferentes trayectorias que este puede seguir (Cuarón, 1991 y 1997). Estas trayectorias se relacionan con el tipo de vegetación

prevaleciente, el tipo de uso del terreno y las condiciones ambientales. Se ha señalado que bajo ciertas condiciones, puede haber una mayor presión sobre vegetación secundaria que sobre la vegetación original (March y Flamenco, 1996; González-Medellín, 2000; Metzger, 2003).

El periodo observado en los estudios de deforestación tiene un significado determinante en las conclusiones planteadas. La mayor parte de los trabajos han analizado periodos que van de 10 a 20 años entre la primera y la última fecha. Estos periodos normalmente corresponden mejor con la disponibilidad de la información que con un plan determinado. Un análisis sobre un periodo largo podría contribuir para comprender mejor el proceso. Sin embargo, el mismo lapso puede oscurecer los acontecimientos que ocurren entre la fecha inicial y final, por lo que el análisis de periodos intermedios permitiría aclarar las tendencias, sobre todo cuando se cuenta con información histórica que permita entender los acontecimientos que han favorecido o frenado el proceso.

El uso de distintos métodos basados en diversas fuentes de datos y con diferentes ámbitos temporales y espaciales, dificulta hacer extrapolaciones a nivel nacional, por lo que el trabajo del INF resulta crucial para seguir conociendo la situación del país. Diferentes instancias gubernamentales trataron de sentar las bases para un sistema de este tipo, pero fue hasta el año 2000 que se ha establecido el que se ha comentado antes y que rebasa con creces las necesidades de consistencia para realizar comparaciones en el futuro (Mas et al., 2004).

La información a nivel de país es de utilidad para conocer la situación actual de los recursos naturales, apoyar la toma de decisiones, planear para el futuro con una perspectiva nacional. También permite comparar la situación del país dentro del contexto mundial. Sin embargo, la información a nivel nacional puede oscurecer o

enmascarar cambios que ocurren en regiones más pequeñas. En un país tan heterogéneo como México, las dinámicas de cambio de cobertura del terreno varían a lo largo del territorio. Para contar con cifras cada vez más precisas y claras a diferentes escalas es necesario establecer sistemas de seguimiento que permitan revisar los datos con tanta frecuencia como sea posible y con base en ello, evaluar y establecer planes. Las estrategias de conservación y manejo de los recursos naturales son ejemplos de acciones que requieren de este tipo de información.

La mayor parte de los estudios consultados se han realizado en el sureste del país (65%). Se deben realizar trabajos a escalas regionales o locales en distintos puntos del país, no sólo en las áreas con vegetación forestal, pero también en las zonas áridas, donde el conocimiento de la dinámica del cambio en la cobertura y uso del terreno es incipiente (Lambin, 1997).

De continuar las tendencias actuales de deforestación, se podría perder casi la totalidad de las selvas y bosques antes de que termine el siglo XXI y los remanentes quedarían aislados entre sí, con las implicaciones que esto significa respecto a la conservación de la diversidad biológica (Noss y Csuti, 1997). Una opción para mitigar estos efectos es convertir al sector forestal en fuentes de divisas, empleo y beneficios ambientales, para favorecer el aumento de las masas forestales (Masera, 1996). Uno de los requisitos fundamentales para emprender acciones que influyan en la reducción de las tasas actuales de deforestación es contar con información confiable que cuantifique el cambio en el uso del terreno, sus causas y su dinámica regional y determinar donde exactamente están ocurriendo los cambios.

Aunque ha habido un gran número de estudios para estimar la deforestación, la mayoría se han orientado a estimar el área total de bosque desmontado. Velázquez y colaboradores (2003) en un análisis de cambio de cobertura y uso del terreno identifican

las probabilidades de transición entre diferentes categorías de cobertura, no sólo forestal, pero también incluyendo matorrales, vegetación secundaria y áreas transformadas. Se pueden entonces estimar tasas de pérdida, pero también de tasas de regeneración.

Existe poca información sobre el uso dado a las áreas deforestadas y sus características ambientales. Sería deseable que el análisis del cambio incorpore información social y económica de la región, tanto actual como histórica. Se deben desarrollar índices que permitan expresar el desarrollo de ciertas tendencias a varias escalas espaciales que permitan entender lo que ocurre a diferentes niveles.

Para revertir en alguna medida la acelerada tasa de pérdida de cobertura forestal, se requieren acciones concretas en diferentes esferas del ámbito social y político. Es necesario sensibilizar a la población sobre las consecuencias de la transformación de las áreas forestales. Sobre todo se deben desarrollar sistemas de manejo realmente sustentable. Hay que establecer incentivos que hagan a estos sistemas competitivos, para asegurar la preservación de las áreas forestales y un mejor nivel de vida de la población que depende de ellas.

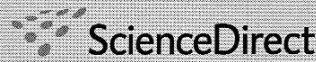
Capítulo 2. Assessing Implications of Land Use and Land Cover Change Dynamics for Conservation of a Highly Diverse Tropical Rain Forest¹

¹ Artículo publicado. Flamenco-Sandoval, A., Martínez Ramos, M., Masera. O.R., 2007. Assessing Implications of Land Use and Land Cover Change Dynamics for Conservation of a Highly Diverse Tropical Rain Forest. *Biological Conservation*, 138, 131-145.

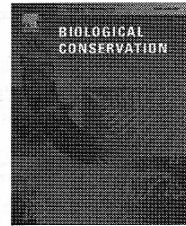


ELSEVIER

available at www.sciencedirect.com



journal homepage: www.elsevier.com/locate/biocon



Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest

Alejandro Flamenco-Sandoval^{a,*}, Miguel Martínez Ramos^b, Omar Raúl Maserá^b

^aEl Colegio de la Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periferico Sur s/n, C.P. 29290 San Cristobal las Casas, Chiapas, Mexico

^bCentro de Investigaciones en Ecosistemas, Antigua Carretera a Patzcuaro No. 8701, Exhacienda San Jose de la Huerta, C.P. 58190 Morelia Michoacan, Mexico

ARTICLE INFO

Article history:

Received 3 May 2005

Received in revised form

31 March 2007

Accepted 6 April 2007

Keywords:

Selva El Ocote

Tropical rainforests

Deforestation

LUCC

Markov models

Landscape

ABSTRACT

The Selva El Ocote Biosphere Reserve is located within the Mesoamerican biodiversity hotspot for global conservation. The area, poorly known relative to other humid tropical areas within Mexico, shows a mosaic of several types of forests, contains over 2000 species of vascular plants and 97 species of mammals, and plays a key role within Mexican tropical forests. We analyze the process of land-use/land-cover change (LUCC) within a 5755 km² area which includes the reserve. Viability of conservation of the area was assessed by an integrated multi-temporal analysis of the LUCC process. Three cartographical data bases – from 1986, 1995 and 2000 – were used to assess rates and trends in LUCC for seven land cover types: agriculture/pasture (A/P); four types of second-growth forest (SGF); and two types of mature forest (tropical and temperate). Even when taking into account pathways of regeneration, results show a fast net loss of primary and secondary forests, primarily due to the establishment of A/P.

For the entire area of study, the annual deforestation rate of tropical mature forests was 1.2% during the period 1986–1995, increasing to 6.8% for the period 1995–2000. For both periods, the annual deforestation rate was appreciably lower within the reserve (0.21% and 2.54%) than outside it (2.15% and 12.4%). The annual rate of conversion of tropical SGF to A/P was 1% during the first period and increased sixfold for the second period. Three future scenarios on forest cover were constructed using a Markovian model and annualizing LUCC transition matrices. Results show that between 29% and 86% of remaining forest may be lost within the next 23 years. Urgent action is necessary to reduce loss of biodiversity within this region. Particular attention must be paid to tropical SGF, which are rapidly being deforested.

© 2007 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

An accelerated loss of primary ecosystems and associated biodiversity worldwide, mainly due to human activity, has

led to an urgent need to identify areas of high biodiversity (“hotspots”) in order to promote their priority for conservation (Kati et al., 2004; García, 2006). Myers and Collaborators (2000) identified 25 hotspots throughout the five continents.

* Corresponding author: Tel.: +52 967 674 9023; fax: +52 967 678 2322.

E-mail address: flamenco@scl.ecosur.mx (A. Flamenco-Sandoval).
0006-3207/\$ - see front matter © 2007 Elsevier Ltd. All rights reserved.
doi:10.1016/j.biocon.2007.04.022

However, identification of hotspots is not enough; it is also essential to assess the possibilities for their conservation, taking into account that these hotspots are subject to rapidly growing human population and activity (Cincotta et al., 2000). Thus, analysis of land-use/land-cover change (LUCC, *sensu* Turner et al., 1994) dynamics becomes a fundamental tool for adoption of conservation strategies within these hotspots.

Among the hotspots defined by Myers et al. (2000) worldwide, the Mesoamerica hotspot is second in number of endemic vertebrate species and tenth in number of endemic plant species. The Selva El Ocote Biosphere Reserve, located in the northwestern portion of the state of Chiapas, Mexico, is part of the Mesoamerica hotspot. The region contains four types of lowland tropical forests, with an estimated 2000 vascular plant species (Ochoa-Gaona, 1996), at least 30 species of amphibians, 53 reptile species (Diario Oficial de la Federación, 2000), 97 mammal species (22% of the total number present in Mexico) (Navarrete Gutiérrez et al., 1996), and 334 bird species (Domínguez Barradas et al., 1996). Due to increased human activity, the Selva El Ocote is becoming increasingly isolated from two neighboring areas of similar relevance for their high species and ecosystems biodiversity: the Chimalapas, in the state of Oaxaca, and Uxpanapa, in the state of Veracruz (Wendt, 1989). Together with the Lacandonia Forest, these three regions are the most important tropical rainforest refuges in the Northern Hemisphere of the Americas (WWF-SEMARNAT, 2001). While extensive studies have been carried out in the first two regions, the Selva El Ocote is poorly known, particularly regarding its biodiversity and the deforestation process affecting it.

Because of the national and global relevance of conserving the Selva El Ocote, it is essential to study the LUCC dynamics and assess the future persistence of the reserve's primary ecosystems. Such an analysis can contribute to the design of appropriate biodiversity conservation policies.

LUCC analysis has become a fundamental tool in assessing the environmental consequences of human activity (e.g., Hunt and Ditzer, 2001; Veldkamp and Lambin, 2001; Brown, 2003; Dunn, 2004). LUCC have consequences for level of biodiversity (Tallmon et al., 2003), geochemical cycles (Powers, 2004), and water quality (Shippers et al., 2004). LUCC dynamics are influenced by types of land cover involved, ecological mechanisms of succession and regeneration, physical components of the environment, socioeconomic activities together with their cultural context, and meteorological phenomena or other natural disasters (e.g., Dale et al., 1994; Kareiva and Wennergren, 1995; Lindenmayer and Franklin, 1997).

In this study, we consider land cover to be the biophysical state of the earth's land surface and immediate subsurface, including biota, soil, topography and groundwater; we analyze land cover using a set of categories (Lambin et al., 2003). Changes in land cover include changes in biotic diversity, actual and potential primary productivity, soil quality, and other aspects. Land use involves the manner in which biophysical attributes of the land are manipulated, as well as the intent underlying that manipulation (Turner et al., 1995). Based on these definitions, we know that land use affects land cover with various implications. Land use change

may involve a shift to a different use or an intensification of the existing one. This study focused on land-cover changes which imply conversion from one land-cover class to another (Turner and Mayer, 1994).

Deforestation may be defined as the process of transformation or alteration of a primary or secondary forest area which leads to replacement of the original land-cover type to another one, either immediately or progressively (FAO-UNEP, 1990; Dale et al., 1993; Lambin, 1994, 1997; Phillips, 1997; Kaimowitz and Angelsen, 1998; Watson et al., 2000; Velázquez et al., 2002a). A common approach to studying deforestation is to consider it as a binary process in which the possible states of land cover are forest and non-forest (Mendoza and Dirzo, 1999; Chipika and Kowero, 2000; Mertens and Lambin, 2000). However, LUCC dynamics include processes of regeneration as well as cover loss; the net balance is the result of subtraction and addition derived from both trends. An increasing number of studies of LUCC dynamics are considering this balance between loss and regeneration, particularly in areas of high environmental and socioeconomic heterogeneity (De Jong et al., 1999; Cairns et al., 2000; Veldkamp and Lambin, 2001; Velázquez et al., 2002b, 2003).

This paper analyzes the dynamics of deforestation and LUCC in the Selva El Ocote Biosphere Reserve and its surrounding area. The paper integrates remote sensing methods with a geographic information system and standard tools for the analysis of LUCC. The analysis included data for two periods between 1986 and 2000, as well as these two periods considered together, and included land within and outside of the Selva El Ocote Reserve. To assess the possibilities for conserving these tropical forests, plausible future scenarios were explored using Markovian transition models, considering trends observed in land-cover changes in primary and secondary growth forests within this region.

2. Methods

2.1. Study area

The Selva El Ocote region is characterized by high environmental heterogeneity, largely due to its uneven topography, humidity gradient, and karstic geological substrate. Landscapes are complex and diverse, with varying elevations, climates, and vegetation types.

The study area includes slightly over 682,000 ha and is located within the coordinates: 17°23'N, 94°09'W to the northwest and 16°30'N, 93°06' W to the southeast. The Selva el Ocote Biosphere Reserve is located in the center of this quadrangle, and the artificial lake formed by the Nezahualcoyotl dam to the north of the reserve (Fig. 1).

The study area extends over two different physiographic regions, and contains more than 20 of the land-cover categories used by the National Forest Inventory (Palacio et al., 2000), 13 climatic types (García, 1973), over 100 soil associations, and an elevation gradient ranging from 60 to 2080 m. The area's population of over 254,000 lives in nearly 2000 settlements of one to 30,000 inhabitants.

The socioeconomic context is also heterogeneous. Approximately 13% of these inhabitants belong to several native ethnic groups, mainly *Zoque*, *Tzotzil* and *Tzeltal*, but others have

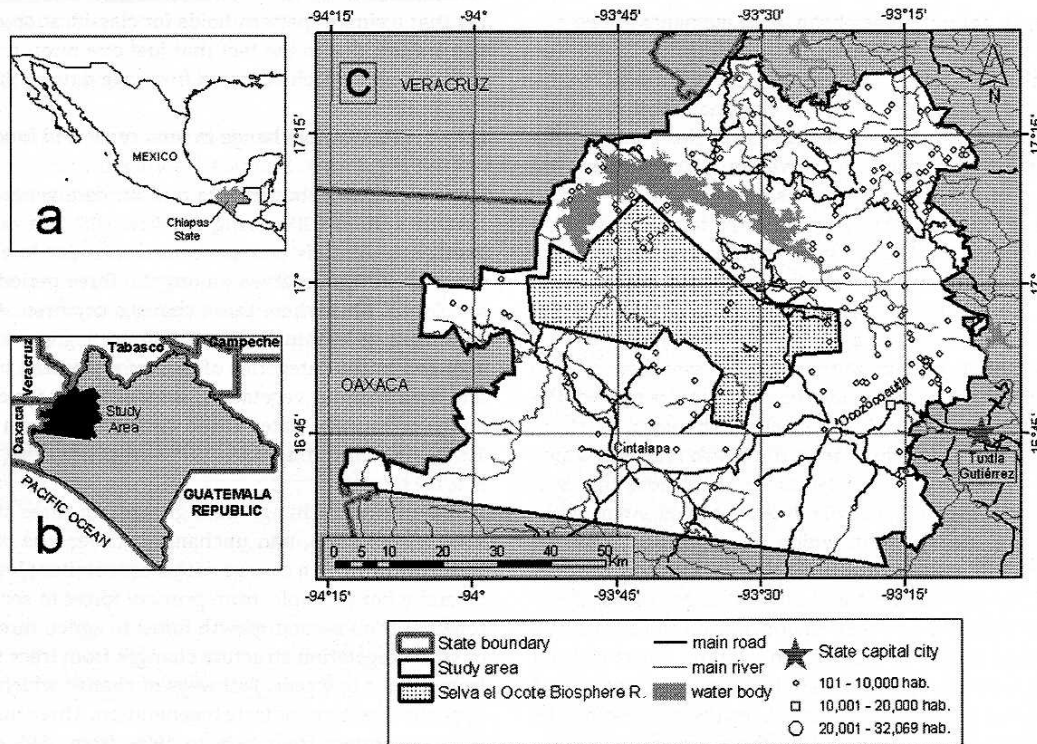


Fig. 1 – Location of the study area. The area is located in the northwestern part of the state of Chiapas, Mexico (a and b). The study area includes the artificial lake of the Nezahualcoyotl dam and the Biosphere Reserve (c).

arrived to the area from other regions of Chiapas or from other states (INEGI, 2000). The region under study has been populated by the *Zoques*, a culture adapted to living in lowland tropical forest, before Spanish colonization (Ekholm, 1998). Toward the end of the 19th century and beginning of the twentieth, selective logging of precious woods was a very important activity in the region. Construction of the Nezahualcoyotl dam was initiated in 1957, employing thousands of workers from different areas, strongly impacting the area surrounding the dam (Vásquez-Sánchez, 1996). Tzotzils and Tzeltals from the temperate Chiapas Highlands formed a new wave of colonization in the 1970s. In 1982, the volcano Chichonal, located to the northeast of the study region, erupted, provoking another wave of colonization from *Zoques*.

As in other tropical regions, the study zone has been subjected to strong pressures that resulted in large scale deforestation during the past forty years (Ewell and Poleman, 1980; Tudela, 1990). There is intense dynamism in LUCC, largely in relation to agriculture and grazing activities influenced by environmental conditions, economic activities in surrounding areas, market pressures, and governmental subsidies (Castillo Santiago et al., 1998).

2.2. Land cover maps

Three sub-scenes from satellite imagery, taken in 1986, 1995 and 2000, were interpreted. The first two are part of the Landsat Thematic Mapper (TM) series; the third belongs to the Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) series. All three images

were captured in February and March, during the dry season. Their spatial reference is path 022 row 048 in the Landsat World Reference System 2. On-screen visual interpretation was carried out by a method similar to that proposed for Tropical Ecosystem Environment Observations by Satellites Project (TREES) phase II (Achard et al., 2002). The three land-cover maps were digitized in El Colegio de la Frontera Sur geographical analysis laboratory. Different types of land cover were delineated by digitizing them with program ArcInfo 7.1. A color composition RGB 4, 7, 5 was used to display them on the screen. Bands 4 (0.750–0.900 μm), 7 (2.090–2.350 μm) and 5 (1.550–1.750 μm) were used to enhance differences among stages of succession of forested areas as well as features of agricultural and grazing areas. A scale of display of 1:80,000 was used, and a minimum map unit of 5 ha was applied. The interpretation was aided by three additional sources of information: INEGI vegetation and land-use maps with a scale of 1:250,000, edited from 1984 to 1988; the 2000 National Forest Inventory; (Palacio et al., 2000) and field verification.

The polygons of different land-cover classes in the sub-scene acquired in 1986 were labeled according to their cover class. Once the first digital map of the coverage was made, the polygons were copied and the segments that needing modification were changed based on the 1995 sub-scene. Segments were updated by adding, deleting, or modifying lines in order to reflect changes in land coverage occurring from 1986 to 1995. The same process was used to update changes occurring from 1995 to 2000, resulting in a third map. This process was used to avoid generation of false changes due to

differences in delimitations of the same elements in two different scenes (Mas et al., 2004).

The three land-cover maps were the basis for LUCC analysis. Forty three categories used for designation of the polygons were adjusted as much as possible to those adopted by INEGI and the National Forest Inventory. However, overall accuracy of the interpretation was 47.4%. For this reason, these categories were regrouped to form ten more general classes. The resulting classes were: temperate forest, tropical forest, second-growth temperate forest, second-growth tropical forest, second-growth forest with slash and burn agriculture, shrub and savanna, agriculture and pasture, area of distortion, burned area, and area without vegetation.

Areas of distortion were those in which one or more of the scenes were covered by clouds or cloud shadows, by rivers with ever-changing margins, or by the dam's reservoir which fluctuates in water level. Burned areas were those that suffered effects of fire in any of the dates observed. Areas without vegetation are those in which no vegetation could be seen in satellite images; in general they correspond to water bodies, cliffs, exposed rocks and infrastructure. Areas of distortion and burned areas were excluded from the ten classes in order to avoid bias in analysis. In addition, areas without vegetation were excluded because they remained unchanged throughout the analysis period. In the results, we describe the seven classes of land cover used for the analysis.

In order to represent classification accuracy, an error matrix was employed (Congalton, 1991). A total of 306 reference points were used for the assessment (36–55 per class). These points were distributed across the study area using a stratified sampling scheme (Achard et al., 2002). The error matrix was normalized using an iterative proportional fitting procedure (using the program MARGFIT, Congalton, 1991) which forces each row and column to sum one. The overall accuracy value was 79.8%. Table 1 shows the error matrix. The major diagonal figures represent accuracy for each individual category. Finally, a Kappa analysis was performed with the Kappa program (Congalton and Green, 1999). The KHAT statistic obtained for the error matrix was 0.78. This accuracy is considered acceptable for interpretation of land-cover classes (Palacio Prieto and Luna González, 1994). Classes recorded with higher accuracy were shrub and savanna (89.2%), agriculture and pasture (80.3%) and tropical forest (80.3%), while the second-growth temperate forest was less precise (76.6%). The 2000 subscene was assessed for accuracy, assum-

ing that a similar pattern holds for classification of the other two scenes, due to the fact that just one interpreter updated only changes which occurred from one date to the other.

2.3. Analysis of change in land cover and land use

Maps were incorporated into a multi-date geographic information system (GIS) using ArcView GIS 3.2a software. An overlaying analysis was performed in order to assess pathways of change observed among the three periods analyzed, and locate sites where these changes occurred. A mask was generated to eliminate areas that in a given scene corresponded to the categories of area of distortion, burned area, and area without vegetation, thus allowing for comparative analyses between dates based on the same area (Hall et al., 1995). The resulting area after applying the mask was 575,459 ha.

Categories of change were grouped in three stages: cover loss, regeneration, and unchanged. Cover loss occurs when land cover suffers a change with a concomitant loss of species diversity (for example, from primary forest to second-growth forest or from second-growth forest to agriculture or pasture) or when vegetation structure changes from trees to shrubs or from shrubs to weeds. Pathways of change which flow in the opposite direction indicate regeneration. Three maps of LUCC were generated: from 1986 to 1995, from 1995 to 2000 and from 1986 to 2000. Also, changed and unchanged areas were quantified for the three periods and for each land-cover category.

2.4. LUCC transition probabilities

With the information of land-cover classes from the three periods observed, transition probability matrices were elaborated for the periods 1986–1995, 1995–2000 and 1986–2000. Each matrix represents either the probability of persistence of each category of land cover from the first to the last year of the period, or the probabilities of transition to another land-cover category during the same period. Matrix values were standardized to obtain annualized change values.

The procedure for standardization of matrices to assess land-cover change was proposed by Rovainen (1996) in order to make comparisons based on annual values when the information derives from several different time intervals, as in the present study. Matrices analyzed are of 9 and 5 year periods

Table 1 – Normalized error matrix for the classification accuracy assessment

	A/P	TemF	TroF	S/S	TemSGF	TroSGF	SGF + SBA
A/P	0.8031	0.0103	0.0126	0.0478	0.011	0.0542	0.0607
TemF	0.0132	0.7783	0.033	0.0107	0.1089	0.0157	0.0407
TroF	0.0154	0.0225	0.8011	0.0149	0.0336	0.071	0.0416
S/S	0.0647	0.0088	0.0108	0.8929	0.0094	0.0051	0.0074
TemSGF	0.0145	0.1483	0.0073	0.0118	0.7662	0.0173	0.0349
TroSGF	0.0192	0.0235	0.1249	0.0052	0.0083	0.773	0.0461
SGF + SBA	0.0699	0.0084	0.0103	0.0167	0.0626	0.0637	0.7686

Note: A/P = agriculture and pasture; TemF = temperate forest; TroF = tropical forest; S/S = shrub and savanna; 2GTroF = second-growth temperate forest; 2GTroF = second-growth tropical forest; 2GF + SBA = second-growth forest with slash and burn agriculture.

respectively. In order to annualize them, each probability matrix was separated by computing the matrix's eigenvectors and eigenvalues using the diagonalization method (Çinlar, 1975).

The latter method assumes that the probability of one cell belonging to class m during the initial year of the study period to class n during the final year (r_{mn}) is

$$r_{mn} = \frac{a_{mn}}{a_m} \quad (1)$$

where a_{mn} is the area covered by class m during the initial year and covered by class n during the final year and a_m the area covered by class m during the initial year.

When there are t years between the initial and final year, the probability transition matrix ($R^{(t)}$) is denoted by

$$R^{(t)} = [r_{mn}] \quad (2)$$

which is known from the land-cover maps. To obtain the annual probability matrix ($P = [p_{mn}]$), where p_{mn} denotes probability of changing from class m to class n during one year, we used the following procedure. Probability transitions may be regarded as stochastic processes. It is also assumed here that transition probabilities are time homogeneous, thereby fulfilling the Markov property. This means that, given the class during the final year, the probability to transition to class k (for all k) is independent of the classes at earlier points. This implies that

$$P \cdot P \cdot \dots \cdot P = P^t = R^{(t)} \quad (3)$$

Annual probabilities p_{mn} can be calculated using diagonalization (Çinlar, 1975), splitting P as follows:

$$P = B \cdot D \cdot B^{-1} \quad (4)$$

where D is a diagonal matrix. Matrix D has the eigenvalues of P in the diagonal. The columns in B consist of the corresponding eigenvectors. It can be shown that the D^t matrix has the P^t values in the major diagonal, then

$$P^t = B \cdot D^t \cdot B^{-1}, \quad t = 1, 2, \dots \quad (5)$$

Thus from the known $R^{(t)}$ the annual probability matrix P can be obtained as

$$P = B \cdot \begin{bmatrix} \sqrt[t]{\lambda_1} & 0 & \dots & 0 \\ 0 & \sqrt[t]{\lambda_2} & \dots & 0 \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ 0 & 0 & \dots & \sqrt[t]{\lambda_7} \end{bmatrix} \cdot B^{-1} \quad (6)$$

Using a Markov chain model, the annualized matrices were used to generate a simulation of the proportion of cover that could be reached in a stable state if conditions were stationary. Markov chains are stochastic processes, and can be parameterized by empirically estimating transition probabilities between discrete states in the observed system (Balzter, 2000). The annualized matrices for each period (1986–1995 and 1995–2000) were analyzed by a log linear statistical test to discern whether they were significantly different (Caswell, 2000). The statistical analysis applied is described in detail in Appendix A.

2.5. Deforestation rates

Deforestation rates for the three periods were assessed based on forest cover data, using the formula proposed by FAO (1996):

$$DR = 1 - \left(1 - \left(\frac{A_1 - A_2}{A_1} \right)^{\frac{1}{t}} \right) \times 100 \quad (7)$$

where DR is the deforestation rate (% lost area/year); A_1 and A_2 are, respectively, initial and final forest areas; and t is the interval in years during which change in land cover is being assessed.

In addition, the deforestation rate within the reserve was computed and the result compared with deforestation outside the reserve.

2.6. Future scenarios

In order to explore the possible future evolution of tropical forest and second-growth tropical forest in the study area, an analysis was conducted based on the annualized transition matrices, assuming that the LUCC follow a Markovian dynamic. Three different scenarios were assumed for the period 2000–2030. In the first scenario, it is assumed that the probabilities of change recorded for the period of 1986–1995 will prevail. The second scenario assumes that the probabilities of change observed for 1995–2000 will be sustained. Finally, the third assumes that the long term probabilities of change will be those recorded for the total period 1986–2000.

3. Results

3.1. Analysis of LUCC

Based on the three land-cover maps analysis (Fig. 2), the area of each land-cover class for the three time periods analyzed was assessed (Table 2). The agriculture and pasture class (A/P) recorded the largest increase relative to total area, from 27% in 1986 to 37% in 2000.

Shrub and savanna (S/S) is a class of more or less dispersed shrubs and trees. Shrubs are areas resulting from human activities where shrubs of some species of *Acacia* or other legume family plants predominate. Savannas are, in general, secondary associations in which grasses predominate, but with an important number of shrubs and short trees which grow in poorly drained soils (Breedlove, 1981). Shrub and savannas were grouped together because in both types of land cover the most complex structural elements are short trees and shrubs. Also, these vegetation types do not lead to forest associations. It is probable that in S/S, soil conditions may limit establishment of more diverse types of land cover, but these conditions also make S/S inadequate for the sustained practice of either agriculture or grazing. Despite a slight increase in the extension of S/S, their percentage of land cover did not change significantly.

Second-growth forests with slash and burn agriculture (SGF + SBA) are forest areas in which patches cleared for agriculture are surrounded by a matrix of forest or second-growth vegetation. In general, agricultural patches span areas of 1–5

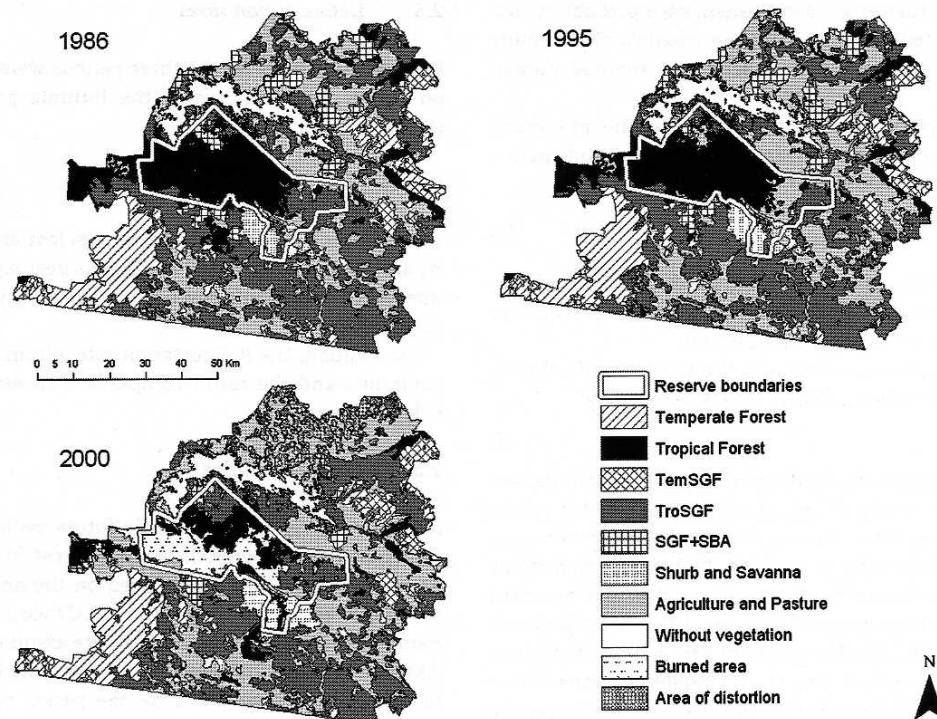


Fig. 2 – Land cover maps of the study area for 1986, 1995 and 2000. Land classes corresponding to “burned”, “distortion” and “without vegetation” areas were not included in the land-cover/use change analysis so that the three maps would be comparable. Abbreviations: TemSGF = second-growth temperate forest; TroSGF = second-growth tropical forest; SGF + SBA = second-growth forest with slash and burn agriculture.

Table 2 – Land-use/land-cover classes used in the change analysis (area in ha)

Land cover class	1986		1995		2000	
Agriculture and pasture	156,429	(27%)	163,434	(28%)	212,507	(37%)
Second-growth forest with slash and burn agriculture	34,488	(6%)	33,426	(6%)	13,576	(2%)
Shrub and savanna	14,404	(3%)	13,817	(2%)	18,335	(3%)
Second growth temperate forest	22,916	(4%)	24,071	(4%)	28,536	(5%)
Second growth tropical forest	217,601	(38%)	219,266	(38%)	205,231	(36%)
Temperate forest	66,024	(11%)	64,337	(11%)	57,023	(10%)
Tropical forest	63,597	(11%)	57,108	(10%)	40,251	(7%)
Total	575,459	(100%)	575,459	(100%)	575,459	(100%)

ha, and are spread throughout the forest. SGF + SBA decreased from 6% to 2% during the period observed. This observation concurs with observations made in other regions where intensification of agriculture is leading to shortening of the fallow period, causing a predominance of agricultural land (Metzger, 2003).

Temperate and tropical second-growth forests (TemSGF and TroSGF) are formerly deforested areas now undergoing a process of regeneration. This class includes forests in early stages of regeneration (up to 20 years since the last forest clearing). TemSGF showed a slight increase of 1% throughout the total period analyzed (1986–2000) while TroSGF decreased by 2% during the same period. Together, TemSGF and TroSGF had the largest area in the region of study, equivalent to nearly 40% in 2000.

Temperate forests (TemF) are highland forest areas, usually dominated by species of *Pinus* or *Quercus* (Breedlove, 1981), including mountain cloud forests (MCF) characterized by high plant and animal species diversity (Rzedowski, 1981; Alcántara et al., 2002). MCF play an important role in terms of biological species diversity, however, they are not present in the reserve. TemF also showed a slight decrease, from 11% to 10% (from 66,024 to 57,023 ha).

Tropical forest (TroF) areas are close lowland forest associations which include deciduous but mainly perennial forests (Calzada and Valdivia, 1979; Breedlove, 1981; Meave, 1990). The TroF class includes mature secondary forests (more than 20 years old) as these last were not possible to discriminate from mature forests. TroF contain the largest number of species within the region and showed a significant decrease for

the 14 year period observed, diminishing from 11% to 7% (from 63,597 to 40,250 ha).

Fig. 3 shows pathways of change observed among the different types of LUCC. Lines indicate pathways; arrowheads the direction of change. Negative signs indicate cover loss, i.e., a loss of species biodiversity or structural complexity relative to the former land cover. Positive signs indicate a regeneration pathway, i.e., an increase in number, variety and variability of living organisms relative to the preexisting land cover. Thickness of the line indicates intensity of change in relation to original land cover. It is noticeable that in Fig. 3 the Temperate/Tropical Forest category appears only as a source but not as a destination of any other pathway. Also, cover loss pathways are more intense than recovery pathways.

Table 3 illustrates the transition matrix for the periods analyzed. Numbers represent estimated areas (in hectares) persisting within a given category or areas undergoing transformation to another category from the first to the second observation date. The most important changes occurred along pathways going from the forest classes (TemF and TroF) to SGF, from these to A/P, and from SGF + SBA to TroSGF. Pathways leading to cover loss predominate over those leading to regeneration in all cases, with the exception of the conversion of SGF + SBA to TroSGF, as can readily be seen in Fig. 3.

During the observation period, forest-class areas were in part converted to the A/P class. Most of the transformed A/P areas changed to SGF and, to a lesser extent, to S/S, while SGF + SBA were transformed to TroSGF, to A/P, and in a minor proportion to TemSGF. The most intense pathways were the conversions of TroF to SGF, from SGF to A/P and from SGF + SBA to SGF (Table 3; Fig. 3). A/P is the destination with the most arriving pathways, not all which are equally intense (Fig. 3). A/P transformed primarily to SGF and, to a small extent, to S/S. In fact, the ratio of area converted to A/P relative to that recovered from such classes is strongly asymmetric.

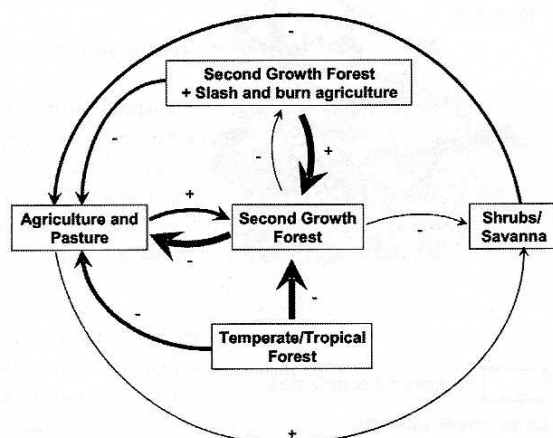


Fig. 3 – Land use change pathways. Positive signs indicate land-cover regeneration. Negative signs indicate cover loss. To simplify the diagram, the classes “temperate forest” and “tropical forest” were grouped into one category. Also both temperate and tropical second-growth forests have been grouped into one category.

A/P acts, therefore, as an attractor of other transformed land-cover classes.

Fig. 4 shows the LUCC maps, indicating, for each period, which areas suffered cover loss or regeneration. During the period 1986–1995, 7% of the study area underwent some degree of cover loss (Table 4). During the second period, 1995–2000, the extension of land in the same category increased more than twofold, to 17% of the total area. When examining the overall period (1986–2000), land undergoing cover loss is estimated at 19%. Otherwise, regeneration increased noticeably: 2% during the first period, 12% during the second and, 9% over the entire period. The areas of both cover loss and regeneration for the total period do not correspond to the sum of the individual periods because some areas in regeneration in 1995 were converted to A/P in 2000. Likewise, some areas open to agriculture in 1995 were in regeneration by 2000.

3.2. LUCC transition matrices

The probabilities of change were obtained from the transition matrices corresponding to the periods 1986–1995, 1995–2000 and 1986–2000 (Appendix B). During the first period, most probabilities indicate persistence within the same class or minimal changes to other classes. TemF showed great persistence (97%), and was only surpassed by TemSGF, with a persistence of 100%. On the contrary, the class with the least persistence was TroF, with 90%. Most of the transformed TroF converted to TroSGF (7%). Only 1% converted to A/P. Finally, 4% of A/P land converted to TroSGF, compensating in part the 5% of TroSGF converted to A/P.

During the period 1995–2000, LUCC dynamics were intensified along several pathways. Only 70% of TroF persisted; the rest mostly transformed into TroSGF (16%) and into A/P (9%). Persistence of TroSGF also decreased to 74%. Nearly one-fourth of TroSGF was converted to A/P, while, during the same period, 16% of TemSGF was also converted to A/P.

To find out whether significant differences existed among the periods analyzed, the transition matrices for each period were annualized (Appendix B). Using the log linear test, a value of G^2 was computed for the likelihood ratio test of 11,769.85. An important interaction existed among initial and final states of land cover and the period of observation, due to a significant dissimilarity in dynamics shown in the matrices of both periods.

3.3. Deforestation rates

Table 5 shows deforestation trends in the study area. First, the classes corresponding to TemF and TroF were grouped in order to obtain a general view of transformation due to deforestation. Afterwards, the deforestation rate was computed for each land-cover class. Finally, deforestation rates were calculated for all periods, inside and outside the reserve. Within the reserve, data are only shown for TroF because TemF are not present in this area. In all cases, deforestation rates dramatically increased between 1995 and 2000. During all periods, the largest deforestation rate was that of TroF, of which 6490 ha were lost during the first period and 16,857 ha during the second – the equivalent of approximately 721 ha/year

Table 3 – Land-use/land-cover transition matrix for the three time periods observed (area in ha)

	A/P	TemF	TroF	S/S	TemSGF	TroSGF	SGF + SBA	
1986–1995								<i>Total 1995</i>
A/P	149,409	524	771	751	36	11,685	259	163,435
TemF	–	64,337	–	–	–	–	–	64,337
TroF	–	–	57,105	–	–	–	–	57,105
S/S	166	–	–	13,651	–	–	–	13,817
TemSGF	–	1163	–	–	22,880	–	29	24,072
TroSGF	6854	–	4719	–	–	205,916	1776	219,265
SGF + SBA	–	–	1002	–	–	–	32,424	33,426
Total 1986	156,429	66,024	63,597	14,402	22,916	217,601	34,488	575,457
1995–2000								<i>Total 2000</i>
A/P	130,602	3223	5848	492	3594	60,248	8500	212,507
TemF	–	57,022	–	–	–	–	–	57,022
TroF	–	–	40,250	–	–	–	–	40,250
S/S	2490	–	–	13,910	–	1934	–	18,334
TemSGF	549	5746	–	–	19,322	–	2921	28,538
TroSGF	22,788	–	14,381	–	–	155,419	12,642	205,230
SGF + SBA	–	33	3118	–	–	–	10,425	13,576
Total 1995	156,429	66,024	63,597	14,402	22,916	217,601	34,488	575,457
1986–2000								<i>Total 2000</i>
A/P	138,413	2712	4873	624	3905	53,690	8,290	212,507
TemF	–	57,022	–	–	–	–	–	57,022
TroF	–	–	40,250	–	–	–	–	40,250
S/S	3082	–	–	13,193	–	2059	–	18,334
TemSGF	909	4570	–	–	20,166	–	2892	28,537
TroSGF	21,029	–	9363	–	–	163,020	11,819	205,231
SGF + SBA	–	33	2621	–	–	497	10,425	13,576
Total 1986	163,433	64,337	57,107	13,817	24,071	219,266	33,426	575,457

Note: A/P = agriculture and pasture; TemF = temperate forest; TroF = tropical forest; S/S = shrub and savanna; 2GTemF = second-growth temperate forest; 2GTroF = second-growth tropical forest; 2GF + SBA = second-growth forest with slash and burn agriculture.

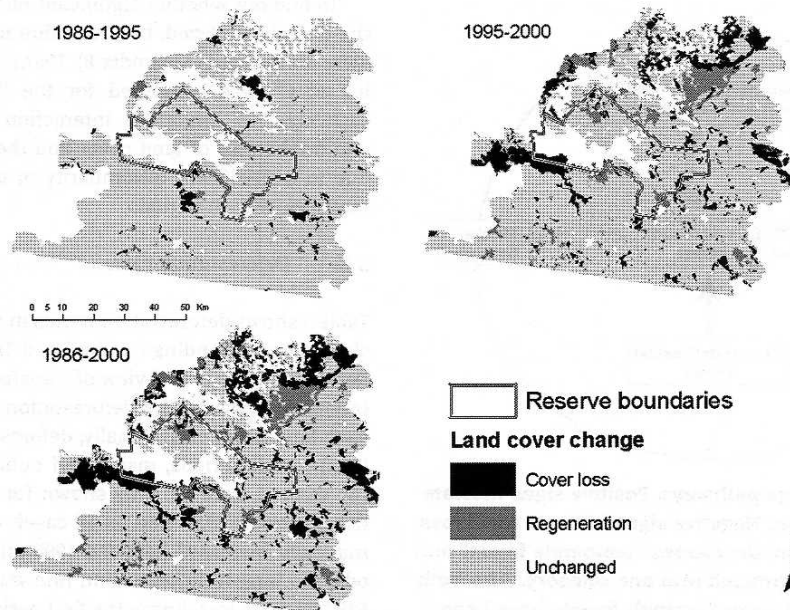
**Fig. 4 – Land cover change maps for the periods 1986–1995, 1995–2000 and 1986–2000.**

Table 4 – Forest cover loss and regeneration by time period^a

	1986–1995		1995–2000		1986–2000	
	ha	%	ha	%	ha	%
Cover loss	42,264	0.07	99,406	0.17	111,996	0.19
Regeneration	10,123	0.02	67,391	0.12	49,894	0.09
Unchanged	523,073	0.91	408,663	0.71	413,569	0.72

^a Note: Cover loss is the change from land-cover classes with high-biodiversity or structural complexity to those of low-biodiversity or structural complexity. Regeneration is the inverse of cover loss: the change from land-cover classes with low-biodiversity or structural complexity to those of high-biodiversity or structural complexity.

Table 5 – Annual deforestation rates (%) by forest cover class

	1986–1995	1995–2000	1986–2000
All forests	0.72	4.34	2.03
Temperate forest	0.29	2.38	1.04
Tropical forest	1.19	6.76	3.21
Tropical forest within the reserve	0.21	2.54	1.05
Tropical forest outside the reserve	2.15	12.40	5.94

(1.19% per year) during the first period and more than 3370 ha/year (6.76% per year) during the second.

Deforestation rates recorded inside the reserve are lower than those registered outside its boundaries. Within the entire area of study, in 1986 there were nearly 63,600 ha of TroF, but by 1995 only 57,100 ha remained. In 2000, the extension covered with TroF was 40,250 ha. During 1986, 52% of TroF in the study area were outside the reserve, while by 2000 this fraction decreased to 35%. The deforestation rate outside the reserve, already high during the first period (2.15%), dramatically increased nearly six times reaching a 12.4% annual value in the second period.

3.4. Future scenarios

The future landscape mosaic would change dramatically depending on which of the dynamics (1986–1995; 1995–2000; or 1986–2000) holds in the future. Fig. 5 shows the historic (1986–2000) and estimated (2000–2030) future evolution of each LUCC class. Assuming a persistence of the LUCC dynamics recorded for the first period (1986–1995), land covered by TroF would lose 29% of its present area (11,478 ha) by 2030. However, if the dynamics recorded between 1995 and 2000 were to hold, up to 89% of existing TroF would disappear – equivalent to an accumulated loss of 34,496 ha (Fig. 6). TroSGF would increase slightly under the first scenario and would lose up to 54,000 ha within the second scenario.

4. Discussion

Landscapes may be interpreted as a mosaic of LUCC forms in continuous change (Skole, 1994; Bennett et al., 2006), a transformation that in many instances results in processes of cover loss or regeneration. Deforestation is the most drastic

process of degradation among possible changes of land cover. As in other regions of the world, most deforestation in Mexico – including the study area – involves TroF (Masera et al., 1997; Lambin and Geist, 2003; Fernside and Laurence, 2004). Deforestation in the study area is triggered by agricultural and grazing activities, but is not a one-stage process; it follows complex pathways and passes through a number of transient stages. Usually, the first step is removal of forest cover due to A/P activities. From there, the process follows one of several pathways. A portion of A/P land is abandoned after a number of years of use, and either second-growth vegetation begins to develop or S/S is established. The remaining land converted to A/P is kept under intensive use on a permanent basis.

In our study area there is also an increasing loss of second-growth forest, resulting in A/P land rarely being recovered sufficiently to lead to re-establishment of mature forests (for example, during the second period 24% of TroSGF was converted to A/P, Table 3). In fact, we observe that the region undergoes an arrest of the succession process. The loss of second-growth forest loss has negative implications on biodiversity and also entails large emissions of carbon dioxide to the atmosphere. Also, fallow lands (SGF + SBA) are being lost, probably as a combination of a shortening of the fallow period in slash and burn agriculture systems and because of the increase in grazing lands. This phenomenon has been observed in other regions of Mexico and Latin America (Metzger, 2003; Chowdhury et al., 2004).

Significant differences in LUCC process found between the periods assessed (1986–1995 and 1995–2000) show that selection of the base period for modeling future dynamics is critical. The projected fate of the region's tropical forests would differ dramatically depending on whether the recent history or the average trend observed during the past 14 years (i.e., the type of LUCC dynamics) prevails in the long term, (Figs. 5 and 6). Adding intermediate time periods to the analysis may provide more precise information of change dynamics. Such information may enable the establishment of contrasting scenarios, rather than pointing toward a single trend.

Deforestation rates registered for both land-cover types (TemF and TroF) are above national estimates, particularly in the case of TroF. Velázquez et al. (2002b) estimated, for a similar period of observation (1993–2000), a national annual rate of loss of TemF of 1.02%, and 2.06% for TroF. For the period 1995–2000, this study estimated corresponding annual rates of 2.38% and 6.76%, and up to 12.6% for tropical forest outside the reserve. These rates also greatly exceed the annual deforestation rate for México as a whole – 2% for

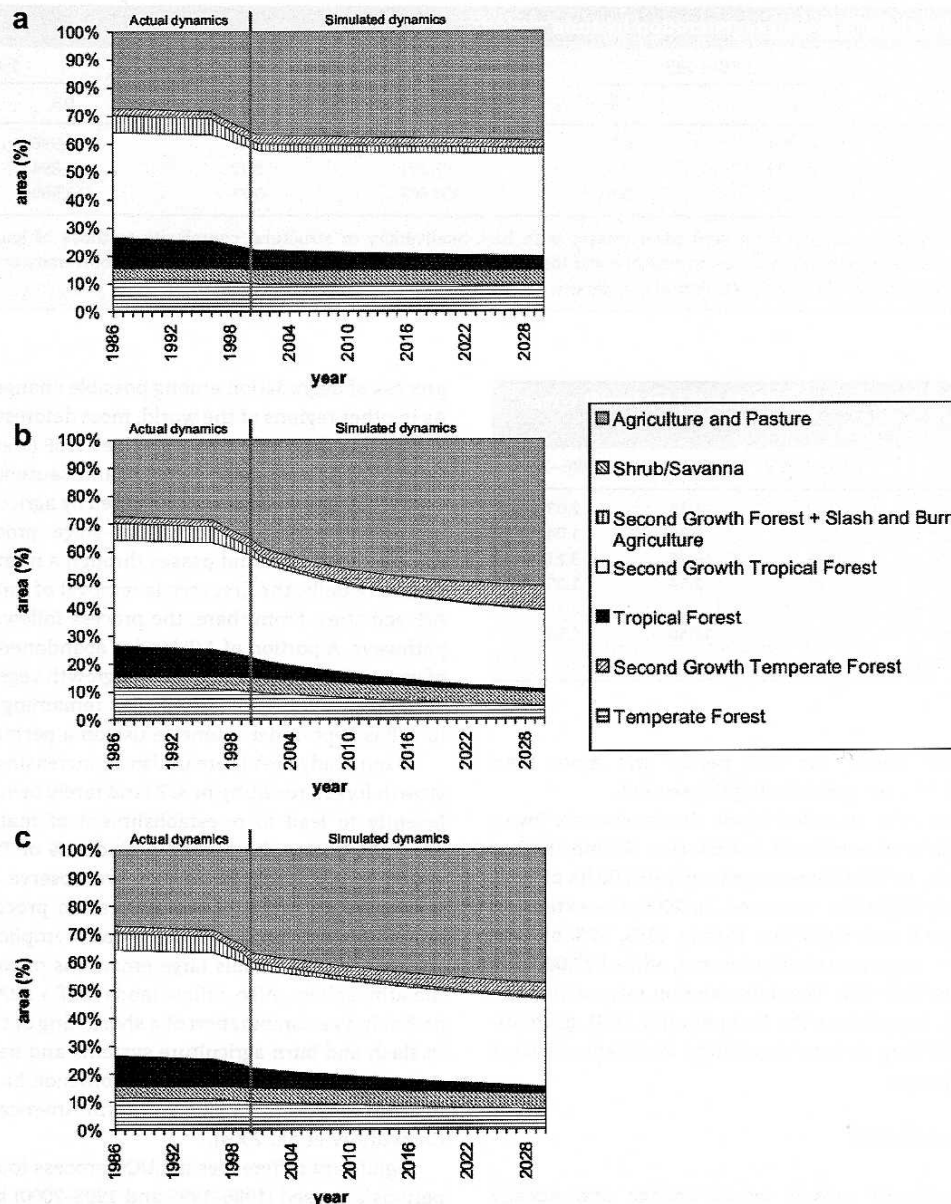


Fig. 5 – Simulation of the evolution of the analyzed land-cover classes within the study area under three future scenarios. The graph shows historical (1986–2000) and predicted (2000–2030) evolution of land-cover classes within the region. The scenarios are based on a Markovian model of land-use dynamics and consider that: (a) LUC dynamics (transition probabilities) observed from 1986 to 1995 holds in the 2000–2030 period; (b) LUC dynamics observed from 1995 to 2000 holds in the 2000–2030 period, and (c) LUC dynamics observed from 1986 to 2000 holds in the 2000–2030 period.

evergreen tropical forests during the 1990s (Masera et al., 1997) and 0.5% for all close forests during last 25 years (Mas et al., 2004) – and for studies in adjacent regions, which range from 0.4% in northern Peten Guatemala (Sader et al., 1994) to 0.61% in the Yucatan Peninsula (Chowdhury et al., 2004).

The lower annual deforestation rate observed inside the reserve compared with the areas outside it (0.21% and 2.54%, respectively), is consistent with results from other authors. Mendoza and Dirzo (1999) found a sixfold difference between inner an outside annual deforestation rate in the

Montes Azules Reserve for the 1984–1991 period. Mas (2005) found a difference of 0.3–0.6% in areas within and outside the Calakmul Biosphere Reserve, respectively. The Selva El Ocote obtained a Natural Protected Area (NPA) status in 1972, however, the Biosphere Reserve status was decreed only in 2000, increasing the area under protection from 48,000 to 101,000 ha. The recent implementation of the Biosphere Reserve and the smaller size of the former NPA suggest that, in our case, the lower deforestation rates observed inside the reserve may not be largely a result of the protection status

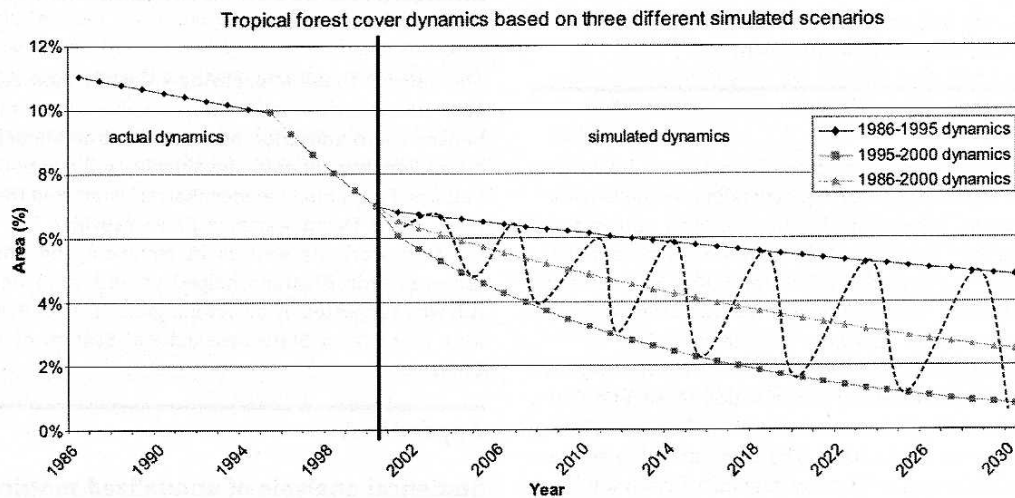


Fig. 6 – Simulation of the evolution of Tropical Forests within the study area under three future LUC scenarios. The graph shows historical (1986–2000) and predicted (2000–2030) evolution of tropical forests within the region. The scenarios are based on a Markovian model of land-use dynamics and consider that: (a) dynamics (transition probabilities) observed from 1986 to 1995 continue in the 2000–2030 period; (b) dynamics observed from 1995 to 2000 continue in the 2000–2030 period; (c) dynamics of the entire 1986–2000 period continue in the 2000–2030 period. The dotted line illustrates range of remaining forest area defined by the two most contrasting scenarios.

but, more likely, to the abrupt conditions of the land, which until now have limited the advance of the agricultural frontier.

In their study on a worldwide level, Achard and Collaborators (1998) did not include this region in “fast changing areas” or “deforestation hotspots”, a term separate from “biodiversity hotspots” (Myers et al., 2000). Nevertheless, deforestation rates observed in the study zone are even higher than those recorded in the regions considered for Mexico in the TREES project.

On a methodological level, this study provides an integrated approach with a detailed multi-temporal analysis of the LUC process, useful in evaluating the current forest dynamic in the region. We have also developed a first set of future scenarios using a Markovian model with annualized transition probability matrices, which allows comparing information from different time periods. These scenarios only take into account the history of LUC. Information regarding other variables which drive changes may be incorporated in more sophisticated models in order to improve the forecast, enabling researchers to outline normative scenarios assessing varying dynamics according to specific conditions.

Markovian models are useful for exploratory analysis and for depicting contrasting scenarios. They have been used in many analyses of LUC; for example, Geoghegan and Collaborators (2001) used a Markovian model to explore future LUC change patterns in the Yucatan Peninsula. However, Markovian models are not spatial-explicit and assume that transition probabilities are time homogeneous. More detailed, spatial explicit LUC models may be used in future analysis to get a better understanding of the causes, locations and pathways of LUC dynamics (Veldkamp and Verburg, 2004; Verburg and Veldkamp, 2005). For example, multi-agents

models linked to GIS (Brown et al., 2005) may improve understanding about household decisions and exogenous drivers linked to LUC processes (Verburg and Veldkamp, 2005).

In tropical countries, mainly in Latin America, the socio-economic factors most related to deforestation are expansion of the agricultural frontier and population increase. However, the relative importance of each of these factors varies for different regions (Agrawal, 1995; Bawa and Dayanan, 1997). It has also been established that building roads and other communications systems increases the rate of deforestation (Sader et al., 1994; Mas et al., 1996; Mertens and Lambin, 2000).

Methods used in this study have limitations which should be considered when implementing them in other areas. In recent years, automated classification methods of satellite images have been improved. Their purpose is to reduce interpreter bias. Nevertheless, hardware, software, and specialized personnel are necessary. Regardless of method used to elaborate the coverage maps, the process must be consistent when establishing a monitoring system. Considering the importance which the TroSGF could have, in the future it would be wise to use monitoring methods which allow for evaluating changes in this land-cover type. This study did not distinguish the varying states of TroSGF, but advances are continually made in methods for evaluating their evolution, whether it may be toward regeneration or cover loss (Kimes et al., 1998; Jin and Sader, 2005).

The data and tendencies which we have obtained are useful for understanding deforestation patterns in the study region. Important future steps for this analysis are to identify the proximal variables and driving forces of change which determine LUC. We are currently developing a spatially explicit model on a regional level to examine future tendencies

of change, taking into account the socio-environmental variables identified and their relative weight.

5. Conclusions

Deforestation is a complex process characterized by varying intensity during different periods, depending on the land cover class involved, geographical situation, local and regional environmental and socioeconomic conditions (Lambin et al., 2003). Through a detailed analysis of LUCC, deforestation rates and the most relevant transformation pathways of forested land in the study area have been identified.

Severe deterioration caused by deforestation has negative consequences on biodiversity conservation (Noss and Csuti, 1994; Forman, 1995; Tallmon et al., 2003; Den and Zheng, 2004; Ochoa-Gaona et al., 2004). The ever-vanishing connectivity of the study area with other regions of common biota and geological history reveals a rapid isolation of biological processes, which are impacted when both mature and second-growth forest cover is removed. Agriculture and grazing activities are concomitant with reduction in biodiversity (Sánchez-Azofeifa et al., 2003; Wright and Flecker, 2004; Sánchez-Cordero et al., 2005). These activities cause isolation barriers, which become the matrix with which biological organisms of this region of priority for conservation must contend, with obvious disadvantages (Castelletta et al., 2005).

While deforestation rates within the Reserve are still lower than the surroundings, our results reveal that pressure exerted over the forest area outside the reserve is very high, and that this is increasingly impacting the areas within the reserve's boundaries. The process of change is dominated by agricultural and grazing activities, and occurs equally in mature and in secondary growth forests, resulting in arrest of the succession process, and leading to suppression of mature forests.

Public policy regarding agricultural development should consider the relevance of this region for conservation of national heritage, supporting productive activities which promote development while maintaining natural ecosystems. More detailed studies of secondary vegetation communities and their process of regeneration in the region are necessary, especially regarding their role in the prevalence of rare or threatened native species. Protection strategies should favor TroSGF regeneration processes, proposing agricultural activities such as organic coffee growing, and favoring payment for environmental services which these plant communities provide.

Methodologically, this study demonstrates the importance of multi-temporal approaches and the relevance of discriminating the different pathways of LUCC changes triggered by deforestation. Also relevant is the need for making contrasting future scenarios based on annualized transition matrices. In order to improve the present analysis, spatially explicit models must be developed which render a more precise understanding of LUCC change dynamics, and which achieve a better diagnosis of areas more vulnerable to deforestation. Ideally, stochastic variables such as forest fires should also be included. Another challenge is to develop methods that incorporate historic land cover information covering longer time periods.

Acknowledgements

The authors thank Miguel Angel Castillo Santiago and three anonymous reviewers for their valuable comments which enhanced the manuscript. M.A. Castillo and Miguel Angel Vásquez Sánchez shared invaluable information with the authors. Emmanuel Valencia Barrera digitized the land-cover maps. René David Martínez Bravo provided key support for the field work, as well as in technical and administrative areas. Ricardo Alvarado helped us with statistical analyses. A.F. was supported by a doctoral grant from CONACYT as well as a grant from State Researchers' System of the state of Chiapas.

Appendix A

Statistical analysis of annualized matrices

The model suggested by Caswell (2000) to determine the preponderance of a given factor (in this case time) is:

$$u + u_{F(i)} + u_{S(j)} + u_{T(k)} + u_{FS(j)} + u_{ST(ik)} \quad (\text{A.1})$$

where u is a constant, F is the final state of the cell, S is the initial state of the cell, and T is the time.

The model does not consider the FST interaction. Based on the high value of $G2$ (11769.8462) it is concluded that the FST interaction is relevant and, consequently, the difference between F and S depends on the date of observation. Such variation may be seen in the elements of matrix D .

Matrix D contains differences in change values between categories of the corresponding transition matrices. The values point to distinct dynamics in each period which may be observed by analyzing the values. While the value remains nearly constant in the remaining categories in the major diagonal, the last category (second growth with slash and burn agriculture) displays a low value relative to other categories. Otherwise, several cells have very high values, indicating that the proportions of change were different in each period.

Matrix D

T1 \ T2	A/P	TemF	TroF	S/S	TemSGF	TroSGF	SGF + SBA
AP	0.97	–	–	33.10	–	6.15	–
TemF	9.15	0.98	–	–	7.84	–	–
TroF	11.83	–	0.94	–	–	4.23	8.65
S/S	1.64	–	–	1.00	–	–	–
TemSGF	215.87	–	–	–	0.96	–	–
TroSGF	9.53	–	–	–	–	0.94	–
SGF + SBA	85.55	–	–	–	325.68	19.82	0.80

This matrix is obtained by:

$$D = \begin{bmatrix} \frac{\pi_{F-j|t-i}}{1-\pi_{F-j|t-i}} T_1 \\ \frac{\pi_{F-j|t-i}}{1-\pi_{F-j|t-i}} T_2 \end{bmatrix} \quad (\text{A.2})$$

where $\pi_{F-j|t-i}$ is the probability that the cell acquires a j value in the final moment, given it had an i value in the initial time.

Appendix B

Transition matrices

The first three matrices represent probabilities of change among land-cover categories recorded for each period analyzed. The last three matrices are the corresponding annualized matrices.

Legend: A/P = agriculture and pasture; TemF = temperate forest; TroF = tropical forest; S/S = Shrub and Savanna; 2GTemF = second-growth temperate forest 2GTroF = second-growth tropical forest; 2GF+SBA = second-growth forest with slash and burn agriculture.

Transition matrix 1986–1995

	A/P	TemF	TroF	S/S	TemSGF	TroSGF	SGF + SBA
AP	0.96	0.01	0.01	0.05	0.00	0.05	0.01
TemF	-	0.97	-	-	-	-	-
TroF	-	-	0.90	-	-	0.00	-
S/S	0.00	-	-	0.95	-	-	-
TemSGF	-	0.02	-	-	1.00	-	0.00
TroSGF	0.04	-	0.07	-	0.00	0.95	0.05
SGF + SBA	-	-	0.02	-	-	-	0.94

Transition matrix 1995–2000

	A/P	TemF	TroF	S/S	TemSGF	TroSGF	SGF + SBA
AP	0.85	0.04	0.09	0.05	0.16	0.24	0.25
TemF	-	0.89	-	-	-	0.00	-
TroF	0.00	-	0.70	-	-	-	-
S/S	0.02	-	0.00	0.95	-	0.01	-
TemSGF	0.01	0.07	-	-	0.84	-	0.09
TroSGF	0.13	-	0.16	-	0.00	0.74	0.35
SGF + SBA	-	0.00	0.05	-	-	0.00	0.31

Transition matrix 1986–2000

	A/P	TemF	TroF	S/S	TemSGF	TroSGF	SGF + SBA
AP	0.83	0.05	0.09	0.03	0.16	0.28	0.25
TemF	-	0.86	-	-	-	0.00	-
TroF	0.00	-	0.63	-	-	-	-
S/S	0.02	-	0.00	0.97	-	0.01	-
TemSGF	0.00	0.09	-	-	0.84	-	0.08
TroSGF	0.15	-	0.23	-	0.00	0.71	0.37
SGF + SBA	-	0.00	0.05	-	-	-	0.30

Annual transition matrices

Annual transition matrix 1986–1995

	A/P	TemF	TroF	S/S	TemSGF	TroSGF	SGF + SBA
AP	0.99	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00
TemF	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TroF	0.00	0.00	0.99	0.00	0.00	0.00	0.00
S/S	0.00	0.00	0.00	0.99	0.00	0.00	0.00
TemSGF	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00
TroSGF	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00	0.99	0.01
SGF + SBA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.99

Annual transition matrix 1995–2000

	A/P	TemF	TroF	S/S	TemSGF	TroSGF	SGF + SBA
AP	0.96	0.01	0.01	0.01	0.04	0.06	0.06
TemF	0	0.98	0	0	0	0	0
TroF	0	0	0.93	0	0	0	0
S/S	0	0	0	0.99	0	0	0
TemSGF	0	0.02	0	0	0.96	0	0.03
TroSGF	0.04	0	0.04	0	0	0.94	0.12
SGF + SBA	0	0	0.02	0	0	0	0.79

Annual transition matrix 1986–2000

	A/P	TemF	TroF	S/S	TemSGF	TroSGF	SGF + SBA
AP	0.98	0	0	0	0.01	0.03	0.02
TemF	0	0.99	0	0	0	0	0
TroF	0	0	0.97	0	0	0	0
S/S	0	0	0	1	0	0	0
TemSGF	0	0.01	0	0	0.99	0	0.01
TroSGF	0.02	0	0.02	0	0	0.97	0.05
SGF + SBA	0	0	0.01	0	0	0	0.92

REFERENCES

Achard, F., Eva, H., Glanni, A., Mayaux, P., Richards, T., Stibig, H.J. (Eds.), 1998. Identification of Deforestation Hot Spot Areas in the Humid Tropics. TREES Publication Series B. Report No. 4. European Commission, Luxembourg.

Achard, F., Eva, H.D., Stibig, H.J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T., Malingreau, J.P., 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* 297, 999–1002. support online material www.sciencemag.org/cgi/content/full/297/5583/999/DC1.

Agrawal, A., 1995. Population pressure = forest degradation: an oversimplistic equation? *Unasylva* 181 (46), 50–58.

Alcántara, O., Luna, I., Velásquez, A., 2002. Altitudinal distribution patterns of Mexican cloud forests based upon preferential characteristic genera. *Plant Ecology* 161, 167–174.

Balster, H., 2000. Markov chain models for vegetation dynamics. *Ecological Modelling* 126, 139–154.

Bawa, K.S., Dayanandan, S., 1997. Socioeconomic factors and tropical deforestation. *Nature* 386, 562–563.

Bennett, A.F., Radford, J.Q., Haslem, A., 2006. Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation* 133, 250–264.

Breedlove, D., 1981. Flora of Chiapas, Part I Introduction to the Flora of Chiapas. The California Academy of Sciences, San Francisco.

Brown, D.G., 2003. Land use and forest cover on private parcels in the Upper Midwest USA, 1970 to 1990. *Landscape Ecology* 18, 777–790.

Brown, D.G., Page, S., Riolo, R., Zellner, M., Rand, W., 2005. Path dependence and the validation of agent-based spatial models of land use. *International Journal of Geographical Information Science* 19 (2), 153–174.

Cairns, M.A., Haggerty, P.K., Alvarez, R., De Jong, B.H.J., Olmsted, I., 2000. Tropical Mexico's recent land-use change: a region's contribution to the global carbon cycle. *Ecological Applications* 10 (5), 1426–1441.

Calzada, I., Valdivia, P.E., 1979. Introducción al estudio de la vegetación de dos zonas de la Selva Lacandona. *Chis. México. Biótica* 4 (4), 149–162.

- Castelletta, M., Thiollay, J.-M., Sodhi, N.S., 2005. The effects of extreme forest fragmentation on the bird community of Singapore Island. *Biological Conservation* 121, 135–155.
- Castillo Santiago, M.A., García-Gil, G., March, I.J., Fernández, J.C., Valencia, E., Osorio, M., Flamenco, A., 1998. Diagnóstico geográfico y cambios de uso del suelo en la Selva El Ocote, Chiapas. Informe Final. El Colegio de la Frontera Sur-World Wild-life Found-México, Biodiversity Support Program, U.S. AID. San Cristóbal de las Casas (see http://200.23.34.25/final_ocote.pdf).
- Caswell, H., 2000. *Matrix Population Models*, second ed. Sinauer Associates, Sunderland, MA. pp. 326–330.
- Chipika, J.T., Kowero, G., 2000. Deforestation of woodlands in communal areas of Zimbabwe: is it due to agricultural policies? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 79, 175–185.
- Chowdhury, R.R., Schneider, L.C., Ogneva-Himmelberger, Y., Macario-Mendoza, P., Cortina-Villar, S., Barker-Plotkin, A., 2004. Land cover and land use: classification and change analysis. In: Turner, B.L., III, Geoghegan, J., Foster, D.R. (Eds.), *Integrated Land-Change Science and Tropical Deforestation in the Southern Yucatán: Final Frontiers*. Oxford University Press, Oxford, pp. 106–141.
- Cincotta, R.P., Wisniewski, J., Engelman, R., 2000. Human population in the biodiversity hotspots. *Nature* 404, 990–992.
- Çinlar, E., 1975. *Introduction to Stochastic Processes*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs (Cited in Rovani, 1996).
- Congalton, R.G., 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 37, 35–46.
- Congalton, R.G., Green, K., 1999. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices*. CRC Press, Boca Raton.
- Dale, V.H., O'Neill, R.V., Pedlowski, M., Southworth, F., 1993. Causes and effects of land-use change in Central Rondônia, Brazil. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 59 (6), 997–1005.
- Dale, V.H., O'Neill, R.V., Southworth, F., Pedlowski, M., 1994. Modeling effects of land management in the Brazilian Amazonian settlement of Rondônia. *Conservation Biology* 8, 196–206.
- De Jong, B.H.J., Cairns, M.A., Haggerty, P.K., 1999. Land-use change and carbon flux between 1970s and 1990s in Central Highlands of Chiapas, México. *Environmental Management* 23 (3), 373–385.
- Den, W., Zheng, G., 2004. Landscape and habitat factors affecting cabot's tragopan *Tragopan caboti* occurrence in habitat fragments. *Biological Conservation* 117, 25–32.
- Diario Oficial de la Federación, 2000. Decreto por el que se declara como área natural protegida, con carácter de reserva de la biosfera la región conocida como Selva El Ocote. 27 de noviembre de 2000. México.
- Domínguez Barradas, R., Ruelas Inzunza, E., Hill, T., 1996. Avifauna de la Reserva el Ocote. In: Vásquez Sánchez, M.A., March Mifsut, I. (Eds.), *Conservación y desarrollo sustentable en La Selva el Ocote, Chiapas*. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) – Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) – Centro de Estudios para la Conservación de los Recursos Naturales, A.C. (ECOSFERA). San Cristóbal las Casas, pp. 149–178.
- Dunn, R.R., 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology* 18 (2), 302–309.
- Ekhholm, S.M., 1998. La arqueología de la región zoque y la selva El Ocote. In: Aramoni, D., Lee, T.A., Lisboa, M. (Eds.), *Cultura y etnicidad zoque*. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas y Universidad Autónoma de Chiapas, Chiapas, México, pp. 62–88.
- Ewell, P.T., Poleman, T.T., 1980. *Uxpanapa: reacomodo y desarrollo agrícola en el trópico mexicano*. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos, Xalapa.
- FAO, 1996. *Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes*. Number 130, Rome.
- FAO-UNEP, 1990. In: *Tropical Forest Resources Assessment Project*, vol. 1. FAO, Rome.
- Fernside, P.M., Laurence, W.F., 2004. Tropical deforestation and greenhouse-gas emissions. *Ecological Applications* 14 (4), 982–986.
- Forman, R.T.T., 1995. *Land Mosaics, the Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 3–40.
- García, E., 1973. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- García, A., 2006. Using ecological niche modeling to identify diversity hotspots for the herpetofauna of Pacific lowlands and adjacent interior valleys of México. *Biological Conservation* 130, 25–46.
- Geoghegan, J., Villar, S.C., Klepeis, P., Mendoza, P.M., Ogneva-Himmelberger, Y., Chowdhury, R.R., Turner II, B.L., Vance, C., 2001. Modeling tropical deforestation in the southern Yucatán peninsular region: Comparing survey and satellite data. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 85, 25–46.
- Hall, C.A.S., Tian, H., Qi, Y., Pontius, G., Cornell, J., Uhlig, J., 1995. Modelling spatial and temporal patterns of tropical land use change. *Journal of Biogeography* 22, 753–757.
- Hunt, A., Ditzer, T., 2001. Long-term impacts of logging in a tropical rain forest – a simulation study. *Forest Ecology and Management* 142, 33–51.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI), 2000. XII Censo General de Población y Vivienda. Aguascalientes.
- Jin, S., Sader, S.A., 2005. MODIS time-series imagery for forest disturbance detection and quantification of patch size effects. *Remote Sensing of Environment* 99, 462–470.
- Kaimowitz, D., Angelsen, A., 1998. *Economic Models of Tropical Deforestation: A Review*. Center for International Forestry Research, Jakarta.
- Kareiva, P., Wennergren, U., 1995. Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes. *Nature* 373, 299–302.
- Kati, V., Devillers, P., Dufrêne, M., Legakis, A., Vokou, D., Lebrun, P., 2004. Hotspots, complementarity or representativeness? Designing optimal small-scale reserves for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 120, 471–480.
- Kimes, D.S., Nelson, R.F., Skole, D.L., Salas, W.A., 1998. Accuracies in mapping secondary tropical forest age from sequential satellite imagery. *Remote Sensing of Environment* 65, 112–120.
- Lambin, E.F., 1994. Modelling deforestation processes: a review. *TREES, Tropical Ecosystem Environment Observations by Satellites*, European Commission Joint Research Centre Institute for Remote Sensing Applications- European Space Agency, TREE Series B, Research Report No. 1, Luxembourg.
- Lambin, E.F., 1997. Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in Physical Geography* 21 (3), 375–393.
- Lambin, E.F., Geist, H.J., 2003. Regional differences in tropical deforestation. *Environment* 45, 22–36.
- Lambin, E.F., Geist, H.J., Lepers, E., 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources* 28, 205–241.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., 1997. Managing stand structure as part of ecologically sustainable forest management in Australian mountain ash forest. *Conservation Biology* 11, 1053–1068.
- Masera, O.R., Ordoñez, M.J., Dirzo, R., 1997. Carbon emissions from Mexican forest: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* 35, 265–295.
- Mas, J.F., 2005. Assessing protected area effectiveness using surrounding (buffer) area environmentally similar to the target area. *Environmental Monitoring and Assessment* 105, 69–80.
- Mas, J.F., Sorani, V., Álvarez, R., 1996. Elaboración de un modelo de simulación del proceso de deforestación. *Investigaciones Geográficas Boletín, número especial* 5, 43–57.
- Mas, J.F., Velázquez, A., Díaz-Gallegos, J.R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, C., Bocco, G., Castro, R., Fernández, T., Pérez-Vega, A., 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide

- multidate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5, 249–261.
- Meave, J., 1990. Estructura y composición de la selva alta perennifolia de los alrededores de Bonampak. Serie Arqueología, Colección Científica. Instituto Nacional de Antropología e Historia, México.
- Mendoza, E., Dirzo, R., 1999. Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot. *Biodiversity and Conservation* 8, 1621–1641.
- Mertens, B., Lambin, E.F., 2000. Land-cover-change trajectories in Southern Cameroon. *Annals of the Association of American Geographers* 90 (3), 467–494.
- Metzger, J.P., 2003. Effects of slash-and-burn fallow periods on landscape structure. *Environmental Conservation* 30 (4), 325–333.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.
- Navarrete Gutiérrez, D.A., Alba López, M.P., March, I., Espinoza Medinilla, E., 1996. Mamíferos de la selva El Ocote, Chiapas. In: Vásquez Sánchez, M.A., March Mifsut, I. (Eds.), *Conservación y desarrollo sustentable en La Selva el Ocote, Chiapas*. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) – Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) – Centro de Estudios para la Conservación de los Recursos Naturales, A.C. (ECOSFERA), San Cristóbal las Casas, pp. 179–208.
- Noss, R., Csuti, B., 1994. Habitat fragmentation. In: Meffe, G., Carroll, C. (Eds.), *Principles of Conservation Biology*. Sinauer, Sunderland, MA, pp. 237–264.
- Ochoa-Gaona, S., 1996. La vegetación de la Reserva El Ocote a lo largo del cañón del río La Venta. In: Vásquez Sánchez, M.A., March Mifsut, I. (Eds.), *Conservación y desarrollo sustentable en La Selva el Ocote, Chiapas*. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) – Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) – Centro de Estudios para la Conservación de los Recursos Naturales, A.C. (ECOSFERA). San Cristóbal las Casas, pp. 45–86.
- Ochoa-Gaona, S., González Espinosa, M., Meave, J., Sorani, V., 2004. Effects of forest fragmentation on the woody flora of highlands of Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 13 (5), 867–884.
- Palacio, J.L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J.F., Takaki, F., Victoria, A., Luna, L., Gómez, G., López, J., Palma, M., Trejo, I., Peralta, A., Prado, J., Rodríguez, A., Mayorga, R., González, F., 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del inventario forestal nacional 2000. *Investigaciones Geográficas, Boletín* 43, 183–203.
- Palacio Prieto, J.L., Luna González, L., 1994. Clasificación espectral automática vs. clasificación visual: un ejemplo al sur de la Ciudad de México. *Investigaciones Geográficas, Boletín* 29, 25–40.
- Phillips, O.L., 1997. The changing ecology of tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 6, 291–311.
- Powers, J., 2004. Changes soil carbon and nitrogen after contrasting land-use transition in northeastern Costa Rica. *Ecosystems* 7 (2), 134–146.
- Rovainen, E., 1996. Analysis and standardization of transition matrices. In: FAO, 1996. *Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes*. FAO forestry paper 130, Annex 7, Rome, pp. 111–114.
- Rzedowski, J., 1981. *Vegetación de México*. LIMUSA, México.
- Sader, S.A., Sever, T., Smoot, J.C., Richards, M., 1994. Forest change estimates for Northern Peten region of Guatemala. *Human Ecology* 22, 317–332.
- Sánchez-Azofeifa, G.A., Daily, G., Pfaff, A.S.P., Busch, C., 2003. Integrity and isolation of Costa Rica's national parks and biological reserves: examining the dynamics of land-cover change. *Biological Conservation* 109, 123–135.
- Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel, P., Linaje, M., Sarkar, S., Peterson, A.T., 2005. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation* 126, 465–473.
- Shippers, J., Vermaat, E., Klein, J., Mooij, W.M., 2004. The effect of atmospheric carbon dioxide elevation on plant growth in freshwater ecosystems. *Ecosystems* 7 (1), 63–74.
- Skole, D.L., 1994. Data on global land-cover change: acquisition, assessment, and analysis. In: Meyer, W.B., Turner, B.L., III (Eds.), *Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 437–471.
- Tallmon, D.A., Jules, E.S., Radke, N.J., Mills, S., 2003. Of mice and men and trillium: cascading effects of forest fragmentation. *Ecological Applications* 13 (5), 1193–1203.
- Tudela, F., 1990. Recursos naturales y sociedad en el trópico húmedo tabasqueño. In: Leff, E. (Coord.), *Medio Ambiente y Desarrollo en México*. Vol. I. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades, UNAM-Porrúa, México, pp. 149–189.
- Turner II, B.L., Mayer, W.B., 1994. Global land-use and land-cover change: an overview. In: Mayer, W.B., Turner, B.L., III (Eds.), *Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 3–10.
- Turner II, B.L., Meyer, W.B., Skole, D.L., 1994. Global land-use/land-cover change: Towards an integrated program of study. *Ambio* 23 (1), 91–95.
- Turner II, B.L., Skole, D., Sanderson, S., Fisher, G., Fresco, L., Leemans, R., 1995. *Land-Use and Land-Cover Change. Science/Research Plan, International Geosphere-Biosphere Programme Report No. 35, Human Dimensions of Global Environmental Change Programme Report No. 7*, Stockholm and Geneva.
- Vásquez-Sánchez, M.A., 1996. La Reserva El Ocote: Retrospectiva y reflexiones para su futuro. In: Vásquez Sánchez, M.A., March Mifsut, I. (Eds.), *Conservación y desarrollo sustentable en La Selva el Ocote, Chiapas*. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) – Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) – Centro de Estudios para la Conservación de los Recursos Naturales, A.C. (ECOSFERA). San Cristóbal las Casas, pp. 2–21.
- Velázquez, A., Mas, J.F., Bocco, G., Palacio, J.L., 2002a. Land cover mapping to obtain a current profile of deforestation in México. *Unasylva* 53 (210), 37–40.
- Velázquez, A., Mas, J.F., Díaz-Gallegos, J.R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, P.C., Castro, R., Fernández, T., Bocco, G., Ezcurra, E., Palacio, J.L., 2002b. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica* 62, 21–37.
- Velázquez, A., Durán, E., Ramírez, I., Mas, J.F., Bocco, G., Ramírez, G., Palacio, J.L., 2003. Land use-cover change processes in highly biodiverse areas: the case of Oaxaca, México. *Global Environmental Change* 13, 175–184.
- Veldkamp, A., Lambin, E.F., 2001. Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 85, 1–6.
- Veldkamp, A., Verburg, P.H., 2004. Modelling land use and environmental impact. *Journal of Environmental Management* 72, 1–3 (Editorial to the special issue).
- Verburg, P.H., Veldkamp, A., 2005. Introduction to the special issue on spatial modeling to explore land use dynamics. *International Journal of Geographic Information Science* 19 (2), 99–102.
- Watson, R.T., Noble, I.R., Bolin, B., Ravindranath, N.H., Verardo, D.J., Dokken, D.J., 2000. *Land Use, Land-Use Change, and Forestry. A Special Report of the Intergovernmental Panel on Climatic Change*. Cambridge University Press, New York. pp. 67–68.
- Wendt, T., 1989. *Las selvas de Uxpanapa, Veracruz-Oaxaca, México: Evidencia de refugios florísticos cenozoicos*. Anales del Instituto de Biología, UNAM, Serie Botánica 58, 29–54.
- Wright, J.P., Flecker, A.S., 2004. Deforesting the riverscape: the effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream. *Biological Conservation* 120, 439–447.
- World Wildlife Found (WWF), 2001. *Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), Chimalapas: La última oportunidad*. WWF-Semarnat, México.

Capítulo 3. Variables explicativas y simulación espacial del cambio de uso y cobertura del suelo

Las oportunidades y restricciones para el uso de nuevas tierras ocurren por una variedad de causas, incluyendo cambios en los mercados, en las políticas. Dichos cambios son influidos cada vez más por factores globales. Sin embargo, esporádicamente eventos biofísicos extraordinarios disparan cambios en las condiciones que brindan la oportunidad o restringen el cambio (Lambin et al., 2001). Los eventos estocásticos son difíciles de predecir, aunque cada día hay más interés en incorporar su incertidumbre en el análisis de los factores que producen CCUS.

Es difícil interpretar la forma en que las fuerzas conducentes del CCUS se manifiestan en una región. Utilizar información sobre fuentes directas en lugar de evaluar datos sobre dichas fuerzas puede oscurecer la causalidad. Sin embargo no siempre es posible contar con información más precisa y entonces se requiere tomar en cuenta las implicaciones de utilizar la información disponible. Dependiendo de la escala del análisis, puede ser necesario considerar el carácter endógeno o externo de determinadas variables dentro de la región de interés, como podrían ser las tecnologías de manejo del terreno, la infraestructura disponible o políticas de uso del suelo (Veldkamp y Lambin, 2001). En el caso de aproximaciones a escala más gruesa la información sobre fuerzas externas resultaría más relevante que información sobre variables endógenas.

Hay un compromiso entre la mejor información y la disponibilidad de la misma. Generalmente se recurre a datos sobre fuentes directas que puedan representarse con indicadores cuantitativos directos, que aporten suficiente información para representar a las fuerzas que conducen los cambios. Existen asuntos como algunas

políticas públicas que definitivamente tienen impacto sobre el CCUS, pero es complicado representar su expresión espacial.

Por otra parte, la relación entre las fuentes directas y el CCUS no es simple y varía dependiendo de las condiciones del entorno y el período que se analiza (Chomitz et al., 2007). A pesar de que variables demográficas como el crecimiento poblacional se han considerado factores desencadenantes del CCUS, éste puede responder realmente a otros factores, como variaciones en el mercado o modificaciones en las actividades económicas, locales, regionales o nacionales (Cincotta et al, 2000; Lambin et al., 2001).

Un enfoque para analizar el impacto que pueden tener determinadas variables sobre el CCUS es utilizar modelos de predicción. Para que sean eficientes es necesario incorporar, además de los datos históricos, información sobre las variables ambientales y socioeconómicas que pueden conducir estos cambios. Se ha propuesto el uso de modelos detallados, espacialmente explícitos, para comprender las trayectorias de CCUS, cuáles son las agentes que los provocan y dónde ocurren los cambios.

En este capítulo se analizan aproximaciones a las causas conducentes en la región y se desarrolla un modelo de simulación que considera la interacción de dichas variables con los procesos de cambio, planteando además un escenario de vulnerabilidad al cambio con expresión espacial.

3.1. Introducción

Los CCUS son el resultado de diversas fuerzas conducente que los provocan y que se combinan con las condiciones ambientales particulares para cada región. Estas fuerzas son diversas e incluyen las respuestas de los pobladores y otros factores externos, como las oportunidades del mercado y las políticas de estado (Lambin et al., 2001). El sentido y dirección de dicho cambio depende además de las condiciones físico-ambientales y del contexto cultural de la región.

3.1.1. Variables explicativas

Entre las causas que subyacen a los CCUS destacan los factores demográficos (como variaciones en las tasas de natalidad y mortalidad, migración, densidad, o de la distribución de la población de la zona); económicos (crecimiento de mercados, urbanización e industrialización, estructuras económicas); tecnológicos (cambios agrotecnológicos, factores de producción agrícola); políticos e institucionales (políticas agrarias y forestales, seguridad en la tenencia de la tierra); y culturales (actitudes públicas, valores y creencias, comportamiento individual y familiar) (Geist y Lambin, 2002).

Las fuentes representativas o directas del CCUS son aquellas acciones humanas que alteran directamente el ambiente físico, mientras que la dirección e intensidad del uso del suelo es moldeado por las causas subyacentes antes mencionadas (Turner y Meyer, 1994).

Las fuentes directas se expresan en acciones de diferente índole. Geist y Lambin (2002) las clasifican en: extensión de infraestructura, principalmente como vías de transporte, actividades mercantiles, asentamientos humanos y servicios públicos; expansión agrícola, a través de modificaciones en los tipos de cultivos (i.e. agricultura de subsistencia *versus* agricultura comercial), incremento o disminución de la agricultura nómada, cambios en las actividades ganaderas (gran escala *versus* pequeños propietarios) y establecimiento de nuevos asentamientos humanos; y extracción de madera con distintos fines, tanto comerciales como de uso doméstico.

Existen además otros factores que influyen los CCUS. De ellos, los mismos autores destacan los factores ambientales de accesibilidad, que se refieren a características del terreno como la calidad del suelo, tipo de relieve, o fragmentación del paisaje. También participan factores biofísicos que provocan cambios severos como los

incendios, sequías, inundaciones o plagas. Finalmente, existen eventos sociales emergentes como cambios drásticos debido a revoluciones, quebrantos económicos, o cambios abruptos en las políticas públicas. Estas causas, acciones y factores tienen variaciones espaciales y temporales. Identificar y evaluar las fuerzas conducentes que determinan el CCUS para una región en un tiempo determinado resulta una tarea compleja, pero la información generada resulta de gran utilidad.

Cuando se logra identificar variables relacionadas con el cambio y se comprende el papel que juegan, es posible establecer escenarios de cambios futuros. Sin embargo no es sencillo contar con información sobre muchas de estas variables. Dicha información suele ser escasa, y generalmente desactualizada para variables ambientales, pero sobre todo en el caso de los factores sociales, políticos o económicos, para los que se suele carecer de datos de su distribución espacial (Entewisle et al., 1998). Existen además dificultades metodológicas para establecer vínculos entre datos sociales y ambientales (Veldkamp y Lambin, 2001). Aún así, es común utilizar variables relacionadas de alguna manera con el CCUS como la ubicación de caminos, poblados, y datos cualitativos sobre el manejo del terreno que pueden ser útiles al elaborar modelos de predicción. También es frecuente incluir variables ambientales como la altitud, el relieve y los tipos de vegetación como representantes de las variables biofísicas que participan en la determinación de los cambios.

3.1.2. Modelos para predicción del CCUS

El uso de técnicas de modelado para entender cómo ocurren los CCUS se ha incrementado a partir de los últimos veinte años. Se usan porque permiten simplificar los procesos multidimensionales y enfatizar sólo algunas de las muchas variables y relaciones causales que están involucradas en el cambio (Kaimowitz y Angelsen, 1998).

En el desarrollo de los modelos, siempre es necesario resolver el compromiso que existe entre la generalidad, la precisión analítica y el realismo de los mismos (Lambin, 1997).

Los modelos varían de acuerdo a sus objetivos. Algunos buscan explicar las causas de CCUS ya ocurridos, otros se diseñan para predecir dónde, cómo o cuánto van a ocurrir en el futuro. Otro objetivo es evaluar *a priori* como influirán ciertas políticas en la deforestación (Kaimowitz y Angelsen, 1998). Los modelos de CCUS pueden ser estáticos o dinámicos y pueden tener diferentes horizontes de tiempo.

Los factores que afectan los CCUS, la interacción entre ellos y la magnitud de sus efectos varían significativamente de un lugar a otro. Por esta razón la parametrización de los modelos debe hacerse localmente, a fin de evitar conclusiones o generalizaciones erróneas. (Kaimowitz y Angelsen, 1998).

Muchos modelos están orientado paraa entender los procesos de deforestación, sin embargo ha habido una tendencia cada vez mayor a considerar los CCUS como procesos de múltiples trayectorias. Lambin (1997) clasifica diferentes tipos de escenarios sobre CCUS y las metodologías utilizadas para establecerlos con base en el tipo de preguntas de investigación que se plantean sobre cuándo, porqué y dónde ocurren los cambios. Dichos escenarios incluyen el monitoreo de los cambios actuales, la proyección de cambios con modelos descriptivos, modelos empíricos para explicar las causas del cambio en el pasado, modelos para predecir donde es posible que ocurran cambios en el futuro, modelos sistémicos para probar escenarios que simulan CCUS en el futuro y modelos económicos para diseñar políticas de acción.

Los modelos descriptivos, como el utilizado en el capítulo anterior no tienen una expresión espacial, pero están dirigidos a determinar cuando ocurrirá el cambio. Los modelos de simulación dinámica espacial, que corresponden con los modelos sistémicos para probar escenarios futuros, subsanan dicha limitación incluyendo la heterogeneidad

espacial de los paisajes, pudiendo predecir cambios temporales en patrones espaciales sobre el uso del suelo. En estos modelos, la trayectoria de cada unidad de una matriz de paisaje se predice por un modelo basado en procesos que integran flujos entre las celdas adyacentes. Los modelos combinan la información ecológica espacialmente explícita con factores socioeconómicos relacionados con las decisiones sobre uso del terreno. La modelación está basada en reglas de comportamiento, determinadas por atributos que se pueden ubicar, como la distribución de la tenencia de la tierra o la sucesión vegetal. Permiten probar escenarios sobre el cuándo y dónde de los CCUS (Lambin, 1997).

En este capítulo se revisa la relación entre el CCUS y variables que se consideran representativas de las fuerzas conducentes de dicho cambio. La modelación se implementa con un modelo de simulación espacialmente explícito para predecir, en un horizonte de 30 años, cuales serán las áreas más susceptibles a ser transformadas en tierras agropecuarias dentro de la zona de estudio.

3.2. Métodos

3.2.1. Área de estudio

El área de estudio corresponde a la zona analizada en el capítulo anterior, que comprende una superficie de 5755 Km². El área se caracteriza por su elevada heterogeneidad ambiental que se debe en gran medida a su accidentado relieve que comprende un intervalo de pendientes que va de 0 a 56 grados, y un gradiente altitudinal que va de los 90 a 1710 metros. Estas condiciones repercuten en un amplio gradiente de humedad y de temperatura, el cual se refleja en los 13 tipos de clima presentes en la región (García, 1973). El sustrato geológico es de origen cárstico, lo que agrega complejidad a los paisajes que ahí se encuentran (Wendt, 1989).

La diversidad de paisajes y del origen étnico de los pobladores se asocia a diferentes actividades de uso del suelo en la zona. Las actividades de CCUS en la región son muy dinámicas y las actividades agrícola, ganadera y forestal se ven influidas por las distintas condiciones ambientales de la zona y las políticas estatales y federales, además de las actividades económicas de las regiones circundantes (Castillo Santiago et al., 1998).

3.2.2. Evaluación de las variables explicativas

De la intrincada trama de trayectorias que se describen en el capítulo dos, aquí se examina la relación que tienen las variables explicativas con las trayectorias que conducen a terrenos con agricultura y potreros (A/P). Se optó por concentrarse en estas trayectorias porque en el análisis del cambio del capítulo anterior, la categoría A/P se perfila como la que crecerá más a expensas de las otras clases de cobertura del terreno.

Al igual que para la mayor parte del país, existe poca información socioeconómica y ambiental para la zona de estudio y la que existe está dispersa y desactualizada. Se seleccionó información sobre acciones relacionadas con causas subyacentes socioeconómicas y de variables ambientales que se han utilizado en otros estudios (Harrison, 1991; Mas et al., 1996; Rudel y Roper, 1996; Geist y Lambin, 2002; Mas, 2005; Castillo Santiago et al., 2007). El grupo de acciones socioeconómicas consta de las variables: información sobre caminos, poblados y tenencia de la tierra. Las variables ambientales incluyen: información altitudinal, de pendiente, la red hidrológica, y la cobertura del terreno.

Para contar con datos de altitud y pendiente del terreno, se elaboró un modelo digital de terreno (MDT) basado en la digitalización de las curvas de nivel de las cartas topográficas de INEGI escala 1:50,000, con el programa ArcInfo 7.1[©]. Con base en este modelo se generó una capa de pendientes utilizando el mismo programa. La

información sobre cobertura del terreno se obtuvo de los mapas elaborados para el análisis de cambio descrito en el capítulo 2. Junto con el MDT y la capa de pendientes, los mapas de cambio de cobertura se incorporaron a un sistema de información geográfica (SIG) manejado con el programa IDRISI Andes[®].

La información sobre poblados se obtuvo de una base de datos del Consejo Estatal de Población del estado de Chiapas (1995). La base de datos se incorporó al SIG, asignando la ubicación de las localidades con base a sus coordenadas geográficas. La red vial y la hidrológica se obtuvieron con la digitalización de los rasgos de las cartas topográficas de donde se digitalizaron las curvas de nivel, incorporándolas después al SIG. Finalmente se incorporó la información sobre tenencia de la tierra está incluida en una base geográfica digital simplificada en que sólo se indica el tipo de propiedad. Fue proporcionada por el Registro Agrario Nacional.

Con base en la información de las redes vial e hidrológica y los poblados, se generaron sendas capas de datos matriciales para evaluar la distancia euclidiana entre cada celda de la capa y el rasgo más cercano. Finalmente, se generó, a partir del mapa de cambio 1986-2000, una capa de distancia a las áreas que cambiaron a uso agrícola o ganadero durante el periodo de análisis, a partir de un nuevo mapa booleano en que se restaron las áreas nuevas de las que ya existían en 1986. Después se generó una capa con información de distancias euclidianas. Esta capa se utilizó bajo el supuesto de que las nuevas transformaciones pueden ocurrir con mayor probabilidad cerca de las áreas ya transformadas (Hall et al., 1995; Eastman, 2006a).

Se analizó la relación de la expresión de cada una de las variables antes señaladas con la presencia de áreas agrícolas en el año 2000 por medio de una regresión logística. Para que la variable independiente tuviera valores continuos, se transformaron los datos de las capas de tenencia de la tierra y de cobertura de terreno para 1986 (la

fecha inicial del análisis de cambio). Esto se realizó con el proceso de transformación *Evidence Likelihood* con que cuenta el programa IDRISI. Se requirió antes elaborar un mapa booleano que reflejara los cambios a áreas agrícolas ocurridos entre 1986 y 2000. Con base en este mapa y en el de la variable a transformar se generó una nueva capa con el valor de frecuencia relativa con que las diferentes categorías ocurren dentro de las áreas que se transformaron en el periodo analizado. El valor expresó la verosimilitud de encontrar la categoría en la celda en cuestión si está en un área que puede cambiar (Eastman, 2006a). En cada una de las regresiones se registró el valor debajo de la curva de la “*relative operating characteristic*” (ROC), prueba estadística usada para determinar qué tan bien predice una superficie continua las ubicaciones con base en la distribución de una variable booleana (Pontius y Schneider, 2001). Finalmente, con todas aquellas variables que registraron un valor ROC superior al de una relación aleatoria (0.5) se realizó un análisis de regresión logística multinomial.

3.2.3. Modelo de simulación dinámica

Una vez seleccionadas las variables que se relacionaron mejor con las trayectorias consideradas, se utilizó el módulo Land Change Modeler for Ecological Sustainability (LCM) del programa IDRISI para elaborar un modelo de predicción sobre el curso que tendría el cambio en el futuro. El módulo está diseñado para realizar un análisis integrado sobre cambios de cobertura y generar proyecciones al futuro (Eastman, 2006a).

3.2.3.1. Modelación del potencial de transición

Antes de elaborar la proyección al futuro se modeló de manera empírica el potencial de transición con base en los datos históricos de cobertura del terreno y las variables que demostraron relacionarse con el CCUS registrado en la zona de estudio y que obtuvieron un valor aceptable de asociación Cramer's V. El valor de asociación de

las diferentes variables fue evaluado con un procedimiento del módulo LCM para evaluar el poder explicativo de las variables. Cada variable fue evaluada por separado y se registró el grado en que se asoció con la distribución de cada categoría de cobertura, además de un valor general de asociación de la variable. El coeficiente de contingencia corregido “Cramer’s V” determina la fuerza con que se asocian dos variables cuando una de ellas o las dos son nominales (Rosenberg et al., 1982; Chico et al., 1998; Bruner et al., 2002).

El modelado del potencial de transición se llevó a cabo con el módulo LCM, considerando que la naturaleza del desarrollo que ha imperado hasta el momento se mantendrá igual. Para modelar los mapas del potencial de transición se utilizó el método de red neuronal Perceptron Multicapas (PMC). Su arquitectura corresponde a la de redes neuronales (RN) de propagación en retroceso y se utilizan para la clasificación de datos (Atkinson et al., 1997). Las RN se adaptan para incorporar nuevas fuentes de datos difíciles de usar con técnicas convencionales. Emplean ecuaciones no lineales adaptativas. Las RN aprenden relaciones funcionales complejas entre los datos de entrada y salida que podrían parecer contraintuitivas (Kimes et al., 1998b). Su capacidad de utilizar datos no lineales, como los derivados de variables con distribución espacial heterogénea, implica ventajas con respecto a otros sistemas.

Se partió del supuesto de que todas las transiciones analizadas se ven afectadas por las mismas variables y se modelaron como un conjunto en que se incluyeron todas las trayectorias que conducían a la categoría de agricultura y potrero (A/P). Dichas trayectorias fueron: Bosque templado (BTem) a A/P; Bosque Tropical (BTro) a A/P; Vegetación secundaria de BTem (V2BTem) a A/P; Vegetación secundaria de BTro (V2BTro); Matorral y Sabana (M/S) a A/P; y Vegetación secundaria con agricultura nómada (V2AN) a A/P. Las variables de distancia a caminos y distancia a áreas

transformadas en A/P se manejaron como variables dinámicas, aprovechando las capacidades del PMC de modelar el comportamiento dinámico de dichas variables, aún cuando la relación no sea lineal. Para desarrollarse, el PMC elige muestras aleatorias de sitios que experimentaron cada una de las transiciones y un juego adicional de muestras aleatorias con píxeles que pudieron cambiar, pero que no lo hicieron. La RN se alimenta con ejemplos de clases de transición y de clases persistentes (Eastman, 2006a).

Los algoritmos de entrenamiento de las RN buscan la mejor aproximación no lineal, con base en la complejidad y estructura de la red, sin restricciones de linealidad o en no linealidades preestablecidas usadas en análisis de regresión. El entrenamiento de la RN es un proceso iterativo que involucra la modificación de las ponderaciones y sesgos y la evaluación del error de la red. Al optimizar las ponderaciones y los sesgos, se minimiza el error entre el resultado deseado y el real (Kimes et al., 1998b). A medida que las iteraciones del entrenamiento se incrementan lo hacen también la exactitud y la precisión. Para aceptar el modelo se definió como exactitud mínima el 80%. Cuando se alcanzó una exactitud aceptable se utilizó un módulo clasificador del PMC, con el que se generaron tantos mapas de potenciales de transición como trayectorias se incluyeron en el análisis (6). A cada píxel se le asignó entonces el valor potencial correspondiente a cada transición.

3.2.3.2. Predicción del cambio

Con la información del potencial de transición fue posible modelar la predicción de cambios para el futuro. Para modelar las transiciones en un horizonte de tiempo de 30 años (con fecha final el año 2030) se utilizó un modelo de cadenas de Markov. El modelo Markoviano calcula la proporción de cambio que una clase de cobertura puede experimentar hacia otras clases en un periodo determinado. El cálculo se realizó con base en la información sobre potencial de transición. Adicionalmente se utilizó la

herramienta de desarrollo dinámico de caminos con que cuenta el módulo LCM para simular el desarrollo de nuevos caminos a partir de los existentes. Además de la variable de la red de carreteras, se incluyó la variable de la distancia a las áreas transformadas a A/P como otra variable dinámica, para que el PMC volviera a calcular los valores de las transiciones potenciales durante cada iteración, para ajustar con los nuevos valores de ubicación generados a partir de la simulación. En este caso se iteró 30 veces (cada año corresponde a una iteración).

Finalmente se modeló la posible ubicación de los cambios. El módulo LCM genera un par de predicciones distintas, una “dura” y una “suave”. A través de un procedimiento de asignación de terreno multiobjetivo (ATMO) se revisan todas las transiciones y se crea una lista de clases donantes, es decir, que perderán cierta cantidad de terreno, y otra de clases solicitantes para cada hospedera. Las cantidades se determinan a través del modelo de Markov. Después se ejecuta un ATMO para asignar terreno a las clases solicitantes a partir de las donantes. Los resultados de la reubicación de cada clase donante son sobrepuestos para producir el resultado de la predicción dura, es decir una asignación contundente a alguna de las categorías existentes.

La predicción suave es una agregación de los potenciales de transición de todas las transiciones seleccionadas. Se supone que si una ubicación tiene el potencial de transición con respecto a más de una clase solicitante, es más probable que cambie, comparada con una ubicación que es solicitada por una sola clase. La predicción dura supone uno de los múltiples escenarios que pueden ocurrir, mientras que la suave evalúa detalladamente el potencial de cambio de toda la zona de estudio a partir de cada uno de sus elementos.

3.2.3.3. Validación del modelo

Los resultados de la predicción de cambio se expresan en dos capas de información, una de la predicción dura y otra de la suave. Normalmente, en un determinado momento existen más áreas con potencial a transformarse de las que realmente cambian. Una predicción dura es sólo una posibilidad entre muchas de ocurrir. La oportunidad de acertar a lo que ocurrirá en el futuro es muy reducida. En cambio una predicción suave asigna valores a todos los elementos indicando su grado de vulnerabilidad al cambio.

En este trabajo elegimos validar el resultado de la predicción suave, suponiendo a esta como la vulnerabilidad a que ocurran cambios en el futuro. Para validar el modelo se utilizó un mapa de cobertura de terreno correspondiente a 2002. Este mapa fue elaborado siguiendo el mismo procedimiento de actualización de arcos que se señala en la sección 2.2. del capítulo anterior, interpretando una imagen Landsat ETM+ de febrero de 2002. Después se generó un mapa booleano para señalar las áreas que cambiaron a A/P de 2000 a 2002. Se generó además una predicción para el mismo año utilizando el módulo LCM.

Se utilizó el mapa de predicción suave para compararlo con el mapa real de cambio utilizando el módulo “*Relative Operating Characteristic*” para determinar, con el estadístico de área bajo la curva ROC, qué tan bien se concentran las ubicaciones de alta factibilidad simuladas y qué tan bien coinciden los dos mapas en la ubicación de las celdas en una categoría determinada.

3.2.3.4. Superficies transformadas

Con base en el mapa de predicción dura, se generó un histograma de frecuencias para determinar las proporciones de superficie por categoría de cobertura. Los datos se

compararon con los del mapa de cobertura de 2000, para identificar las modificaciones que podrían ocurrir en uno de los posibles escenarios en el futuro.

3.3. Resultados

3.3.1. Evaluación de las variables

En el Cuadro 3.1 se presentan los valores debajo de la curva de ROC para cada una de las variables analizadas con respecto al cambio ocurrido de 1986 a 2000. El cuadro incluye versiones transformadas de la tenencia de la tierra y de la distribución de las diferentes categorías de terreno. Un valor de ROC igual a 1 implica un ajuste perfecto, mientras que un valor igual o menor a 0.5 implica un ajuste aleatorio. La Figura 3.1 muestra la distribución espacial de las diferentes variables socioeconómicas mientras que la Figura 3.2 muestra las de las variables ambientales.

Cuadro 3.1. Valores de ajuste entre la cobertura de Agricultura y Potreros (A/P) y las diferentes variables evaluadas.

Variable	Valor ROC
VARIABLES SOCIOECONÓMICAS	
Distancia a caminos (m)	0.65
Distancia a poblados (m)	0.63
Frecuencia relativa de ocurrencia de cada tipo de tenencia de la tierra en áreas que se transformaron	0.54
VARIABLES AMBIENTALES	
Distancia a áreas transformadas a A/P de 1986 a 2000 (m)	0.99
Altitud (m)	0.66
Distancia a la red hidrológica (m)	0.60
Pendiente del terreno (grados)	0.52
Frecuencia relativa de ocurrencia de cada tipo de cobertura en áreas que se transformaron	0.43

Nota: Valores de ROC = 1 indican ajuste perfecto; ROC = 0.5 indica ajuste aleatorio.

La variable socioeconómica que presenta el valor ROC más alto es la distancia a caminos. Por otro lado, la tenencia de la tierra no parecería tener una relación directa

con las actividades de CCUS. En cuanto a las variables ambientales, la de distancia a áreas transformadas muestra un ajuste casi perfecto. La altitud es después de la anterior la que mayor ajuste presenta. Los valores para pendiente y frecuencia relativa de las categorías de cobertura fueron más bajos de lo que se esperaba. En particular la estrecha relación entre pendiente y deforestación ha sido documentada con frecuencia (i.e. Mas et al, 1996; Castillo Santiago et al., 2007).

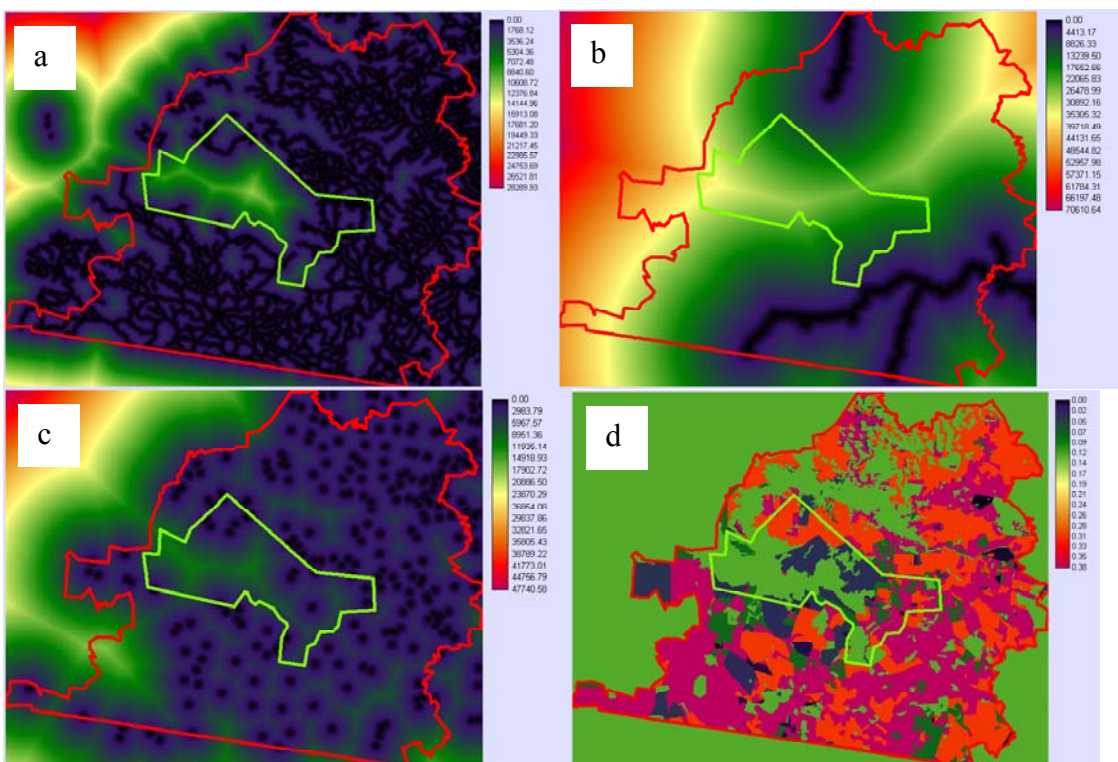


Figura 3.1. Distribución espacial de las variables socioeconómicas analizadas. a) Distancia a caminos; b) Distancia a carreteras pavimentadas; c) Distancia a poblados; d) Frecuencia relativa de ocurrencia de cada tipo de tenencia de la tierra en áreas que se transformaron. Los intervalos indican distancia en metros, excepto en (d), donde se indican frecuencias relativas. La línea verde indica los límites de la reserva de la biósfera Selva el Ocote. La línea roja indica la zona de estudio.

El análisis de regresión logística multinomial se llevó a cabo con las cinco variables que superaron un valor ROC de 0.6. El resultado fue una significancia estadística menor a 0.00001 y un valor de Cramer's V de 0.64, lo que implica una asociación muy fuerte entre la variable dependiente y el efecto de las independientes.

Esto significa que la interacción entre las cinco variables es superior que el efecto de cada una de las variables por separado. Mientras cada una de dichas variables (excepto la distancia a áreas transformadas) mostraron un ajuste de relación más bien bajo, su interacción se relaciona muy bien con el cambio observado.

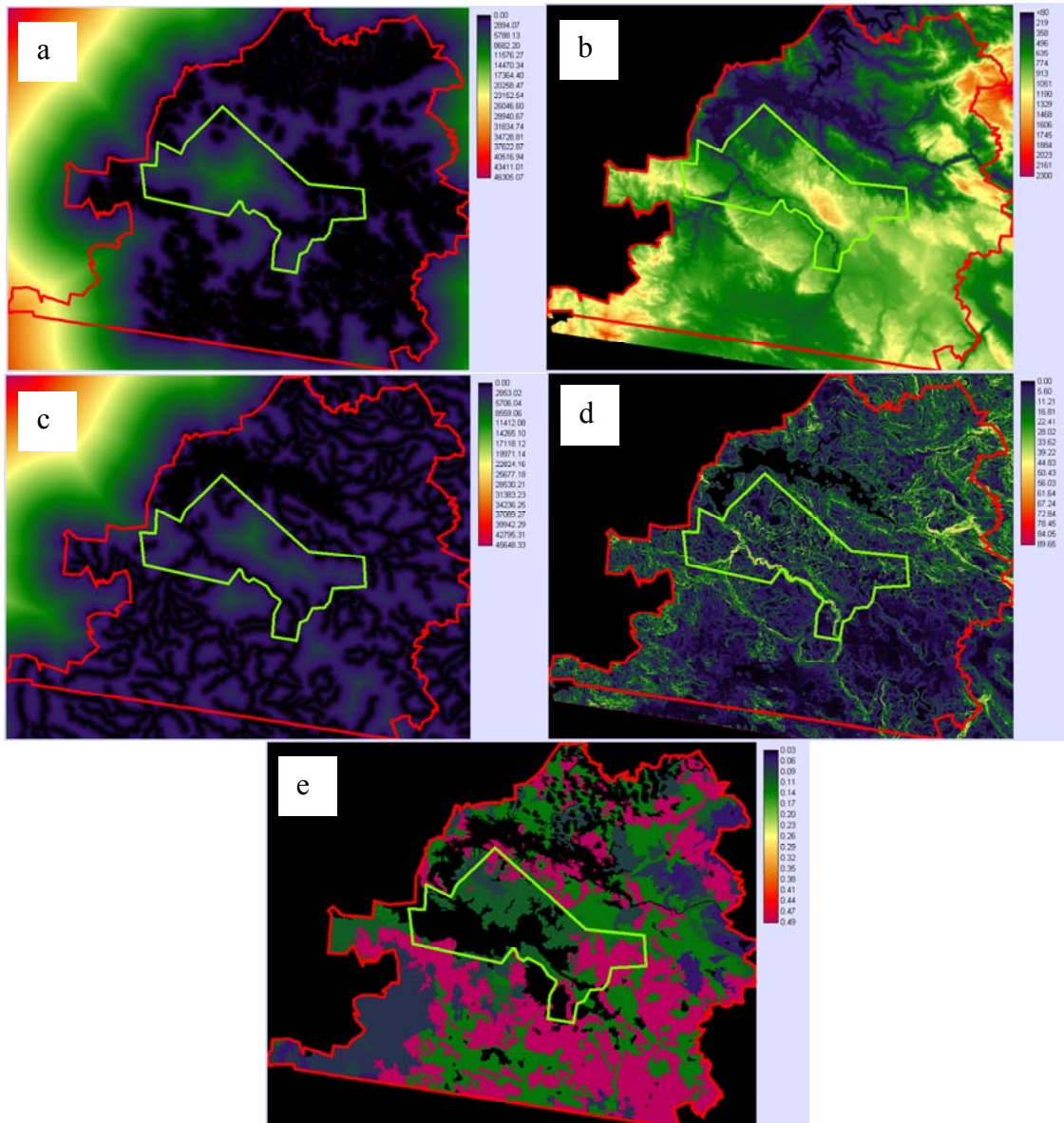


Figura 3.2. Distribución espacial de las variables ambientales analizadas. a) Distancia a las áreas transformadas (m); b) Altitud (m); c) Distancia a la red hidrológica (m); d) Pendiente (grados); e) Frecuencia relativa de ocurrencia de cada tipo de cobertura en áreas que se transformaron. La línea verde indica los límites de la reserva de la biósfera Selva el Ocote. La línea roja indica la zona de estudio.

3.3.2. Transiciones potenciales de CCUS

Los resultados de la evaluación de asociación entre las variables y la distribución de cada categoría se presentan en el Cuadro 3.2. Los valores de asociación para las diferentes variables tienen comportamientos que no siempre coinciden con los valores de ajuste registrados en el Cuadro 3.1. El interés de la modelación en este trabajo se orienta en enfatizar las trayectorias de pérdida de áreas forestales y de vegetación secundaria hacia áreas de actividad agrícola. Por esa razón se tomaron en cuenta los valores generales de cada variable y los de cada una de ellas con las diferentes categorías de cobertura del terreno, para decidir su incorporación en el PMC, para obtener los valores de las transiciones potenciales.

Cuadro 3.2. Coeficientes de contingencia corregido Cramer's V para cada variable analizada con relación a cada categoría de la variable dependiente (Clase de cobertura).

Clase de cobertura	Dist. a caminos	Dist. a carreteras	Dist. a poblados	Tenencia	Distancia a áreas transf.	Altitud	Tipo de cobertura	Dist. a cuerpos de agua	Pendiente
BTem	0.26	0.26	0.23	0.14	0.67	0.26	0.61	0.17	0.12
BTro	0.09	0.34	0.52	0.17	0.52	0.23	0.90	0.09	0.11
V2BTem	0.12	0.14	0.07	0.08	0.14	0.11	0.84	0.07	0.09
V2BTro	0.07	0.28	0.08	0.11	0.25	0.41	0.72	0.09	0.11
M/S	0.63	0.34	0.14	0.34	0.35	0.07	0.76	0.32	0.14
V2AN	0.14	0.27	0.14	0.09	0.40	0.12	0.59	0.10	0.06
Valor General	0.19	0.13	0.16	0.14	0.18	0.14	0.58	0.14	0.04

Nota: BTem = Bosque templado; BTro = Bosque tropical; V2BTem = Veg. 2a. de Bosque templado; V2BTro = Veg. 2a. de Bosque tropical; M/S = Matorral y sabana; V2AN = Veg. 2a. con agricultura nómada. Los valores cercanos a 0.15 son considerados como aceptables, mientras que aquellos superiores a 0.40 son considerados como asociaciones estrechas.

Los valores menores a 0.15 indican escasa o nula asociación, mientras que valores arriba de 0.40 representan asociaciones estrechas. Los caminos muestran un valor general de asociación superior al mínimo, sin embargo cuando se revisa su

asociación con cada una de las categorías de cobertura, la mayor parte de la asociación se refiere a la categoría Matorral y sabana (M/S), mientras que los valores para las clases forestales y de vegetación secundaria son muy bajos. Los datos de la variable fueron recodificados para tomar en cuenta únicamente los caminos principales. Su valor de asociación con cada una de las variables forestales y las de vegetación secundaria aumentó a valores significativos, a pesar de que el valor general estuvo por debajo de 0.15. Los valores para la altitud indican una asociación estrecha con casi todas las clases, excepto con la vegetación secundaria con agricultura nómada y la de bosque templado.

La distancia a la red hidrológica solo mostró asociación débil con los bosques templados, a pesar de la relación positiva que mostró en el análisis del valor explicativo. Por su parte, la pendiente no mostró asociación ni siquiera débil con ninguna categoría.

Se revisaron los resultados del entrenamiento del PMC utilizando primero las variables que incluye el Cuadro 3.2, excepto distancia a caminos (porque se prefirió utilizar distancia a carreteras), tenencia, cuerpos de agua y pendiente. Durante el entrenamiento del PMC se calcularon el error medio cuadrático (RMS) de un proceso de entrenamiento y del proceso de prueba para evaluar la tasa de exactitud del modelo. El valor de dicha tasa se expresa en porcentaje. El valor de tasa de exactitud cuando se incorporaron las cinco variables fue de 75% y RMS de 0.00118. Debido a que el PMC acepta variables con expresiones no lineales, fue posible agregar variables no relevantes, que sin embargo se convirtieron en insumos útiles para el desempeño del PMC. Se generó otro modelo agregando la variable Tenencia y entonces se alcanzó un 84% de tasa exactitud y un RMS de 0.000243. Después se generó un nuevo modelo adicionando la pendiente. Sin embargo el resultado no mejoró. La tasa de exactitud disminuyó a 72% y los valores de RMS fueron de 0.001230.

Con base en los resultados se decidió utilizar las seis variables que dieron mejor resultado. Durante el entrenamiento se obtuvo una tasa de exactitud de 84.5%, con un RMS de 0.000583. Entonces se aplicó el clasificador del PMC para generar las transiciones potenciales. Se generaron seis capas de potencial de transición (BTem a A/P, BTro a A/P, V2BTem a A/P, V2BTro a A/P, M/S a A/P y V2AN a A/P). Con esos datos se generó la matriz de transición para una simulación de 30 años (Cuadro 3.3). Destaca de la matriz la baja persistencia de la mayoría de las categorías, sobre todo de los BTro y de los V2BTro.

Cuadro 3.3. Matriz de transición estimada para una proyección de 30 años.

	A/P	BTem	BTro	S/M	V2BTem	V2BTro	V2AN
A/P	0.7153	0.0022	0.0003	0.0315	0.0078	0.2373	0.0056
BTem	0.1056	0.7095	0.0001	0.0010	0.1538	0.0289	0.0010
BTro	0.2261	0.0008	0.3474	0.0036	0.0211	0.3492	0.0518
S/M	0.0724	0.0001	0.0001	0.8768	0.0002	0.0500	0.0006
V2BTem	0.2779	0.0522	0.0014	0.0028	0.6219	0.0427	0.0011
V2BTro	0.4532	0.0028	0.0027	0.0202	0.0039	0.4998	0.0174
V2AN	0.4205	0.0037	0.0035	0.0080	0.0948	0.4061	0.0634

Nota: A/P = Agricultura y potrero; BTem = Bosque templado; BTro = Bosque tropical; V2BTem = Veg. 2a. de Bosque templado; V2BTro = Veg. 2a. de Bosque tropical; M/S = Matorral y sabana; V2AN = Veg. 2a. con agricultura nómada.

3.3.3. Predicciones del cambio

Se produjeron dos mapas, uno resultado de la clasificación dura, que se basa en un modelo competitivo de terreno similar a un proceso de decisión multiobjetivo y otro que resulta de la clasificación suave, que es un mapa de vulnerabilidad al cambio para el conjunto de transiciones seleccionado.

En la Figura 3.3 se muestra la comparación entre la distribución de la cobertura del terreno que existía en el año 2000 y el paisaje predicho con la clasificación dura. El área agrícola se expandiría a costa de otras categorías de cobertura, sobre todo de la vegetación secundaria de bosque tropical. Se advierte una mayor persistencia de los bosques templados que de los tropicales.

En la Figura 3.4 se presenta una imagen que muestra la vulnerabilidad al cambio a lo largo de la zona de estudio. La vulnerabilidad se manifiesta en valores de probabilidad. Entre más alto es el valor hay más probabilidad de que ocurra el cambio. De esta manera se puede identificar espacialmente cuales son las zonas más susceptibles de ser transformadas.

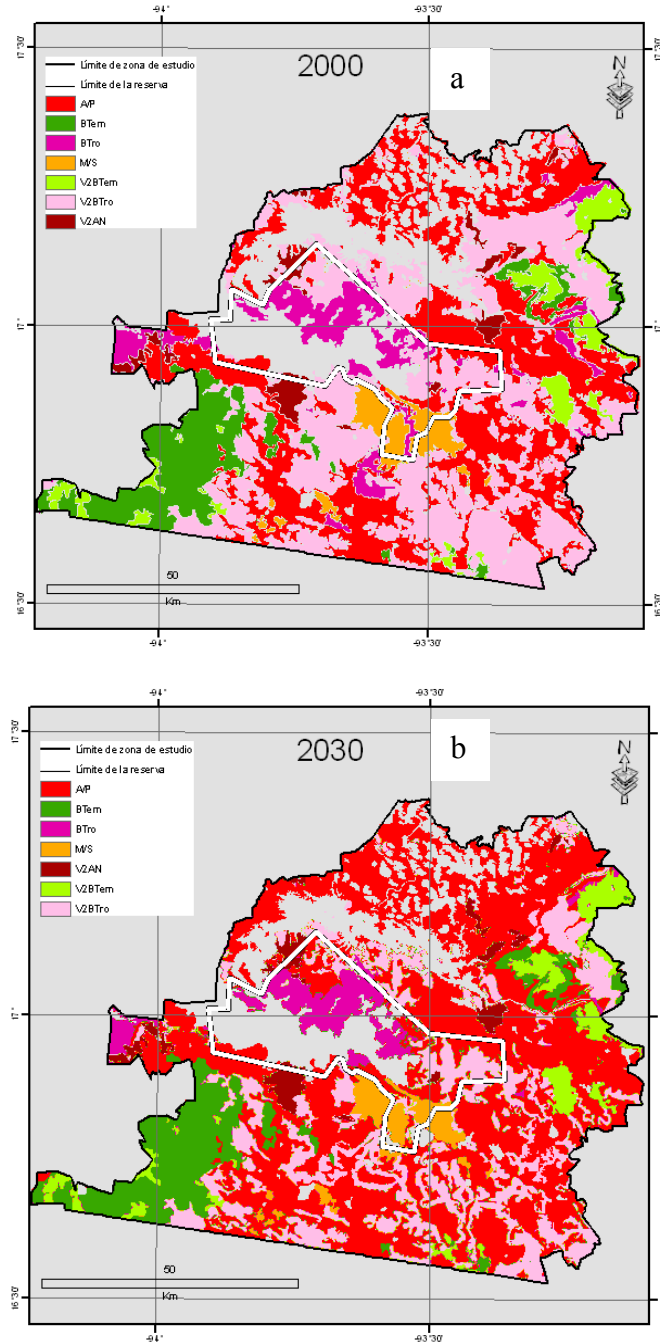


Figura 3.3. Comparación entre un mapa de la distribución de las categorías de cobertura del terreno en el año 2000 (a) y el resultado de la predicción “dura” para el año 2030 (b). (A/P = Agricultura y potrero; BTem = Bosque templado; BTro =

Bosque tropical; V2BTem = Veg. 2a. de Bosque templado; V2BTro = Veg. 2a. de Bosque tropical; M/S = Matorral y sabana; V2AN = Veg. 2a. con agricultura nómada).

Dentro de los límites de la reserva existen al menos cuatro áreas críticas que requieren atención, pero la señalada al oriente de la reserva es la zona más vulnerable. Para la región en general, las zonas sur y oriente son las que presentan mayor vulnerabilidad. Los bosques templados de la zona suroeste son los menos susceptibles a ser alterados, mientras que las áreas con mayor probabilidad de transición son las conformadas por vegetación secundaria de bosques tropicales.

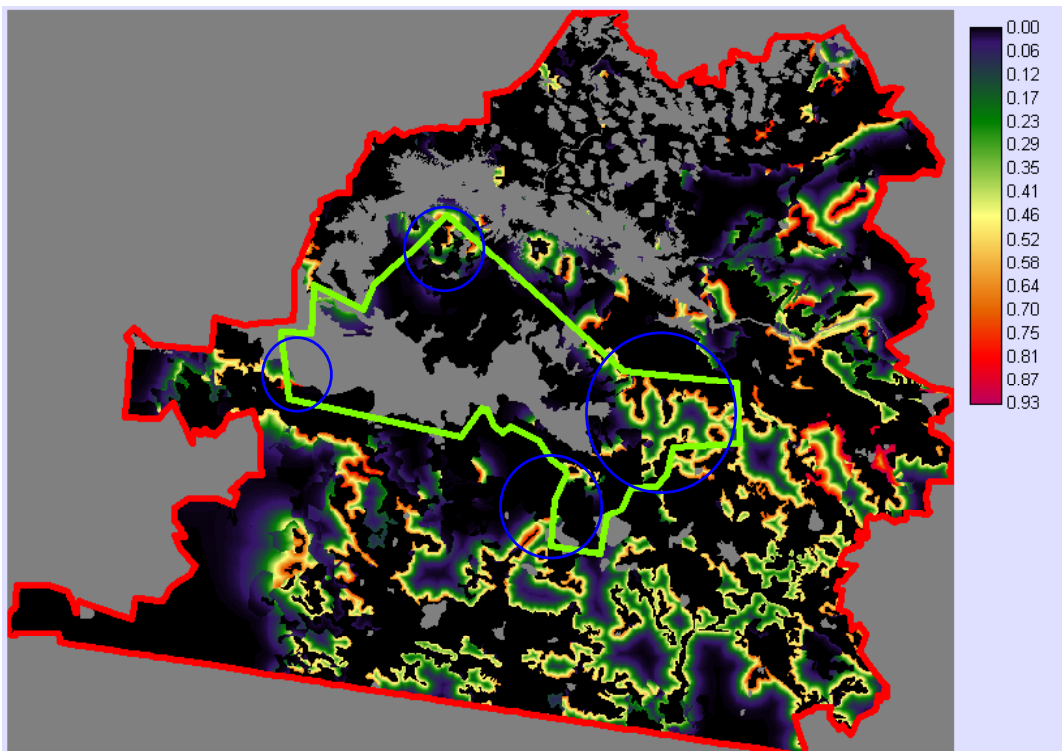


Figura 3.4. Resultado de la predicción “suave”. En negro se muestran las áreas con 0 probabilidad de cambio. En tonos de azul las áreas menos vulnerables al cambio. Las áreas en tonos derivados del rojo son las más susceptibles al cambio. La línea roja indica el área de estudio. La línea verde indica los límites de la reserva de la biósfera Selva el Ocote. En gris se señalan las zonas que quedaron fuera del análisis de cambio por las discordancias entre fechas mencionadas en el capítulo 2. Con círculos azules se indican las áreas críticas para la reserva.

3.3.1. Validación del modelo

La validación del modelo de predicción suave arrojó como resultado un valor de ROC de 0.871, que es un valor alto cuando se trabaja con datos de distribución espacial (Eastman, 2006b). Adicionalmente se generó una predicción dura de donde se sustrajeron las áreas que experimentarían cambio a cobertura agrícola en el año 2002. Estas áreas se compararon con las que realmente cambiaron utilizando una tabla de contingencia que registró un valor de Kappa general de 0.88. En la Figura 3.5 se muestra el resultado de esta comparación, señalando las coincidencias, las cuales superan a las discrepancias.

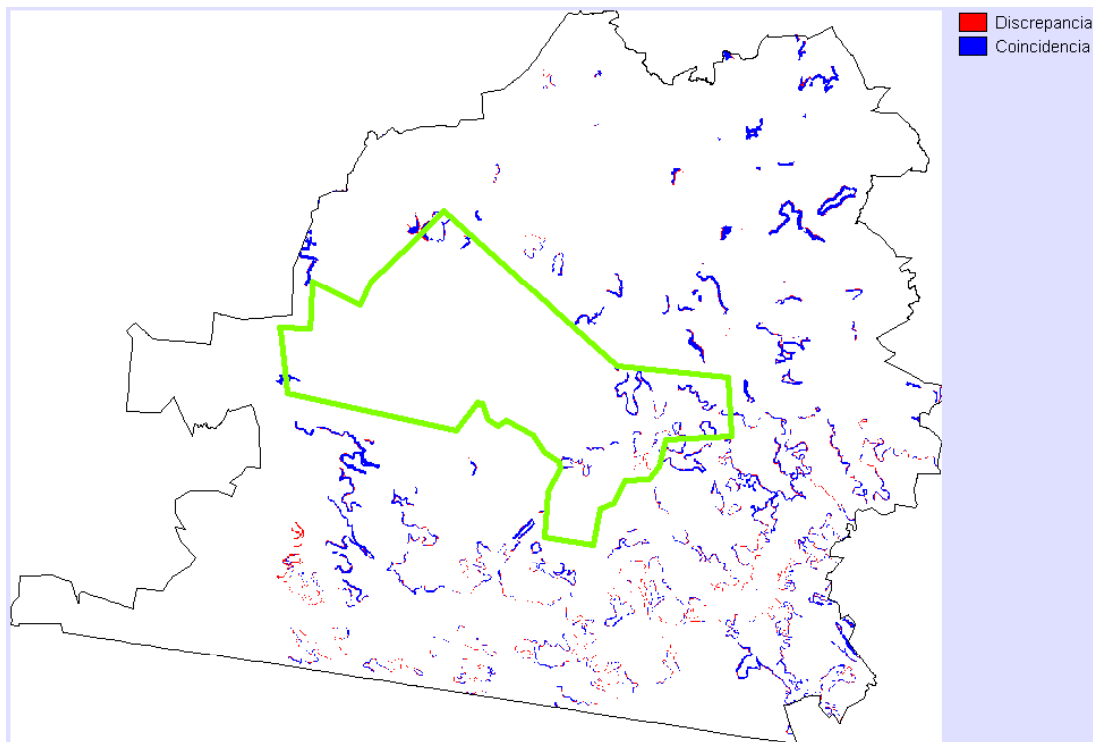


Figura 3.5. Comparación entre los cambios ocurridos y los predichos por el modelo entre los años 2000 y 2002. Las áreas azules son aquellas donde ocurrió cambio y el modelo lo predijo. En rojo se señalan áreas donde ocurrió cambio y el modelo no lo predijo o viceversa.

2.3.4. Superficies transformadas

Si la predicción dura coincidiera perfectamente con lo que pasará en el 2030, las proporciones de superficie para las diferentes categorías de cobertura del terreno serían similares a las que se presentan en el Cuadro 3.4.

Cuadro 3.4. Superficie (ha) real (2000) y simulada (2030) por categoría de cobertura.

Categoría de cobertura	2000		2030	
Agricultura y Potreros	212,507	37%	298,095	52%
Veg. 2a. con agricultura nómada	13,576	2%	17,769	3%
Matorral y sabana	18,335	3%	18,025	3%
Veg. 2a. de Bosque templado	28,536	5%	28,445	5%
Veg. 2a. de Bosque tropical	205,231	36%	127,903	22%
Bosque templado	57,023	10%	57,422	10%
Bosque tropical	40,251	7%	27,800	5%
Total	575,459		575,459	

La categoría de agricultura y potreros experimentaría un importante incremento en la superficie ocupada de 40%, más de lo que ocupaba en el 2000, abarcando prácticamente la mitad del área de estudio. Esto significa 85,588 ha más de las que existían en el 2000. La mayoría de las categorías mantendrían una proporción similar a la que tenían en el 2000, pero el bosque tropical y sobre todo la vegetación secundaria de este tipo de bosque serían los que perderían más área durante el período analizado. De acuerdo con este escenario, se perdería cerca de un 31% del bosque tropical (12,451 ha) en 30 años. Mientras tanto, la vegetación secundaria de bosque tropical se reduciría en 38%, perdiéndose más de 77 mil ha.

Lo que ocurriría dentro de la reserva no es alentador. El Cuadro 3.5 presenta los resultados para el área de la reserva que se analizó en este trabajo. Las superficies dedicadas a A/P se incrementarían en más del 100% (de 10,866 a 22,043 ha). La mayor parte de este incremento sería a costa de la vegetación secundaria de bosque tropical que se reduciría de 23,095 a 14,238 ha, ocupando ya sólo el 22% de la reserva.

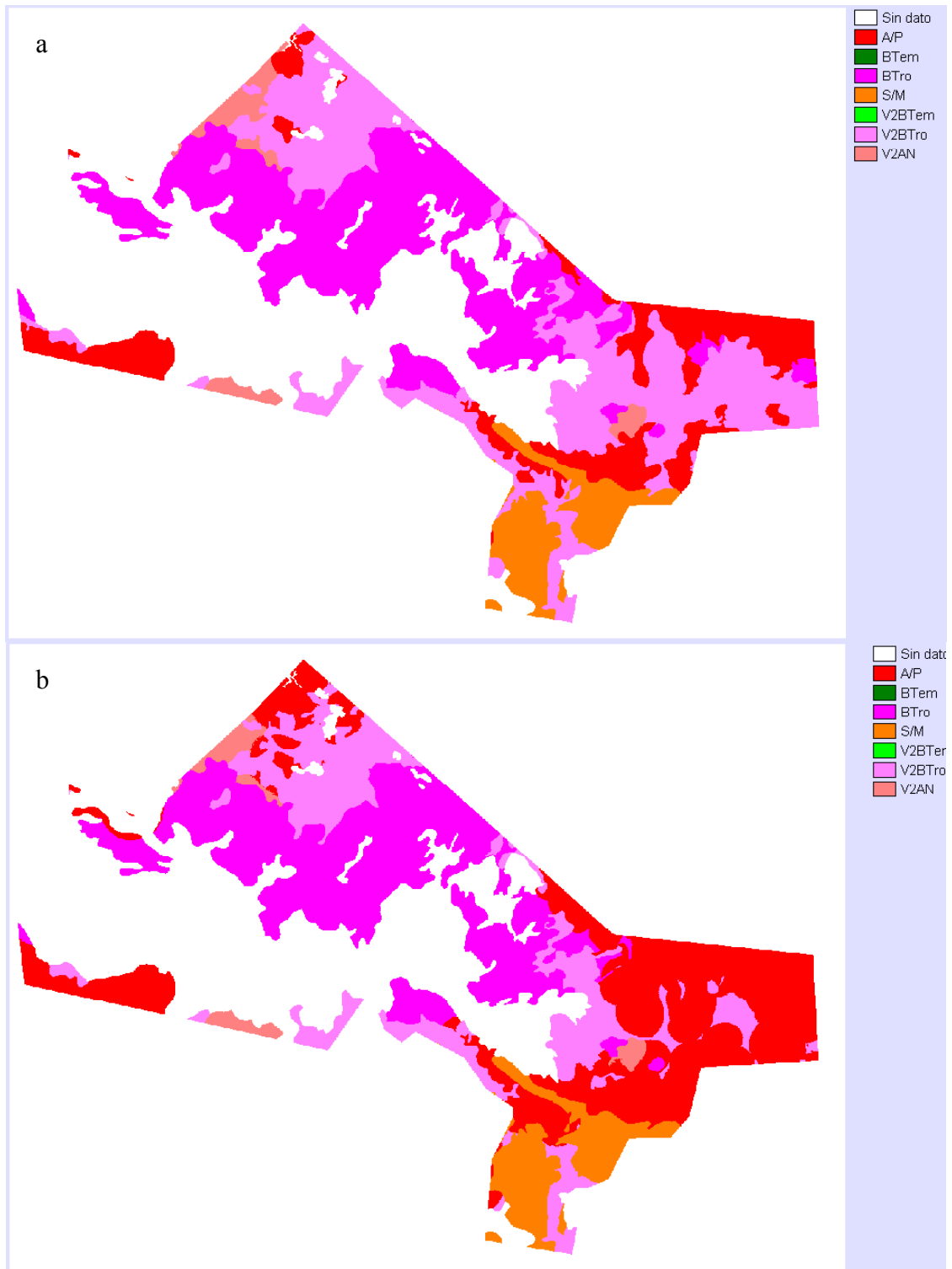


Figura 3.6. Comparación entre la distribución de los diferentes tipos de cobertura en el 2000 (a) y la que el modelo de predicción dura asignó para el 2030 (b). La vulnerabilidad de la zona este de la reserva es asumida en la predicción.

Cuadro 3.5. Superficie (ha) real (2000) y simulada (2030) por categoría de cobertura dentro de la reserva de la biosfera Selva el Ocote.

Categoría	2000		2030	
Agricultura y Potreros	10,866	16%	22,043	33%
Bosque tropical	24,461	37%	22,646	34%
Matorral y sabana	5,560	8%	5,560	8%
Veg. 2a. de Bosque tropical	23,095	35%	14,238	22%
Veg. 2a. con agricultura nómada	2,225	3%	1,720	3%
Total	66,206		66,206	

En la Figura 3.6 se presenta una comparación entre la distribución de los diferentes tipos de cobertura dentro de la reserva en 2000 y cual sería la distribución de acuerdo con la predicción elaborada para 2030. Como se mencionó antes, la zona oriente de la reserva es la que se ve más amenazada.

3.4. Discusión

Las variables explicativas que se utilizaron en este trabajo mostraron ser útiles para modelar con cierta certidumbre proyecciones a futuro. Se encontró una relación directa entre la cercanía a caminos y CCUS, lo que se ha reportado antes en otros trabajos (Sader et al., 1994; Mas et al., 1996; Mertens y Lambin, 2000). Por lo que sabemos, en la zona de estudio esta relación tiene que ver con la capacidad de acceso a las tierras y la posibilidad de comercializar los productos (Castillo Santiago et al., 1998). La variable de distancia a áreas transformadas, que se relaciona estrechamente con el CCUS, se incorporó al sistema porque su uso ha demostrado mejorar el desempeño de los modelos de predicción en otros estudios (Eastman, 2006b). En cuanto a la distancia a la red hidrológica, el alto valor de ROC sorprende cuando consideramos que la red fluvial en su mayor parte no es navegable y que las categorías de cobertura con que tuvo valores positivos de asociación con esta variable están lejos del embalse de la presa Nezahualcoyotl. Se supondría que la red hidrológica facilita el acceso a las áreas forestales como ocurre con el establecimiento de caminos, sin embargo, no es el caso en

la región. Es necesario realizar análisis adicionales para identificar la razón por la que el valor de asociación es alto.

El bajo valor de ROC para la pendiente del terreno es un resultado poco común pues en otros trabajos se ha observado una relación significativa con el CCUS (Mas, 1996, 2005; Castillo Santiago et al., 2007). Sin embargo las actividades agrícolas en la región se llevan a cabo incluso en pendientes pronunciadas. Estas actividades parecen responder más a la disponibilidad legal del terreno que a las condiciones del mismo. Tanto la agricultura como la ganadería llegan a desarrollarse sobre pendientes muy pronunciadas. En entrevistas con productores de la región, explican que utilizan esos terrenos porque son las propiedades que tienen asignadas. Un resultado contraintuitivo similar ha sido reportado por Chowdhury (2006), aunque en ese caso el autor supone que el resultado puede deberse a la incapacidad del sistema de análisis utilizado, de capturar ciertas variaciones a escala local de la topografía y factibilidad agrícola. Con base en los resultados obtenidos en este capítulo, consideramos que la presión que existe para extender la frontera agrícola no se ha visto limitado por lo abrupto de la pendiente, pero las condiciones de la tenencia de la tierra fuerzan a los campesinos a utilizar tierras menos aptas que las que serían elegidas con base a criterios de rendimiento.

Al examinar los valores de asociación con el cambio para cada categoría, observamos que para las variables con más bajo ROC (tenencia de la tierra y tipo de cobertura) presentaron valor de asociación con los bosques tropicales que va de moderado a alto. La combinación de factores supera el resultado de sus valores individuales. Seguramente el resultado de la combinación de los efectos de las distintas variables no es solo aditivo y por ello cuando se realizó el entrenamiento del PMC con

siete variables, incluyendo la pendiente, la exactitud fue menor incluso que cuando se utilizaron las primeras cinco variables.

En el caso de la tenencia de la tierra, a pesar de que en el análisis de su relación con el cambio el valor de ROC fue bajo, el incremento en la exactitud durante el entrenamiento del PMC indica que puede haber una relación no lineal con los procesos de CCUS. Además de la presión que existe por extender la frontera agrícola que se refleja en el uso de terrenos con pendientes pronunciadas, sabemos que en la región las actividades humanas se ven limitadas a actividades irregulares en terrenos nacionales. Sin embargo, no tenemos evidencia para identificar si no se han desarrollado actividades agropecuarias regulares ahí debido a su carácter de propiedad federal o porque las condiciones no son propicias para que se lleven a cabo. Un análisis sobre la relación que guarda el CCUS con los diferentes tipos de propiedad de la tierra seguramente permitirá entender mejor que factores están determinando tal relación.

Ninguna variable por sí sola podría explicar su relación con el CCUS. Antes se ha mencionado que son múltiples las fuerzas que lo modulan y por tanto la interacción entre variables es la que provoca las direcciones e intensidades de los cambios. Sin embargo es necesario identificar el peso con que cada una de las variables participa.

La incorporación de las diferentes variables al modelo de predicción ha permitido establecer escenarios futuros que como se demostró con su validación, han resultado confiables. La simulación arrojó una predicción dura sobre cuál podría ser la configuración del paisaje en el 2030. Dicha predicción es sólo una de las muchas que se pudieron generar, porque es muy difícil esperar una configuración exacta, sobre todo porque las variables que influyen el cambio no suelen mantenerse constantes. Sin embargo, los datos sobre superficies de las diferentes categorías que propone este modelo pueden ser utilizados para tener un bosquejo de la configuración futura de la

zona en cuanto a cantidad de superficie ocupada por determinada categoría, si las condiciones se mantuvieran.

La información de vulnerabilidad al cambio que arroja la predicción suave es un insumo de gran utilidad para fines de manejo y planificación. La información de probabilidad de cambio asignada a cada elemento o píxel puede ser utilizado en análisis espaciales para tomar decisiones en la zona de estudio. Al combinar esta información con otros datos como índices de peligro de incendio o planes de desarrollo se pueden hacer evaluaciones más certeras para el futuro.

Aunque el área total de la reserva es de 101 mil ha, la superficie analizada en este trabajo fue de 66,206 ha, al descontar la superficie que dejó de analizarse por discrepancias entre fechas. La mayor parte del área que no se analizó (34%) fue afectada en los incendios de 1998. La dirección de la reserva ha hecho grandes esfuerzos por que los procesos de sucesión secundaria sean exitosos y han controlado en la medida de lo posible actividades agropecuarias. La simulación sobre la dinámica de CCUS nos dice que áreas son propensas a transformarse en áreas de agricultura o ganadería.

Los modelos descriptivos como el utilizado en el capítulo anterior pueden predecir cuánto y cuándo ocurrirán los cambios. Por su parte, los modelos dinámicos espaciales como los autómatas celulares utilizados en este trabajo, permiten ubicar en dónde pueden ocurrir los cambios. Estos modelos incorporan las variables explicativas con valores a todo lo largo del área de análisis, simulando su distribución heterogénea, acercando los modelos a la realidad.

Al evaluar la exactitud del modelo, resalto que, a pesar de que las variables utilizadas esbozan sólo algunos elementos de la realidad, su uso resultó útil. Esto se infiere del alto valor de relación que se registró al comparar lo predicho con lo que

realmente ocurrió y de las coincidencias mostradas en la Figura 3.3. Desde luego que esto dependería de que las fuerzas conducentes que han modelado el CCUS se mantengan con un comportamiento similar a lo largo del tiempo. Un nuevo reto es incorporar variables que permitan suponer escenarios alternativos, distintos al que se ha observado. Los supuestos pueden definirse como variables nuevas, sustituyendo datos reales por los que configurarían el marco del nuevo escenario, que permitirían contestar la pregunta ¿qué pasa si...? Este tipo de escenarios resultarían también útiles para la planeación y para la toma de decisiones.

3.5. Conclusiones

Los valores de asociación para cada una de las diferentes variables fueron bajos. Como en otros fenómenos en la naturaleza, es común encontrar valores bajos cuando se aplican análisis de regresión. Lo realmente extraordinario es encontrar ajustes altos. El bajo ajuste de los modelos depende en gran medida del efecto de variables que no se han identificado, consecuencia normal cuando se trabaja con sistemas abiertos como los paisajes analizados. Cuando se evaluaron conjuntamente algunas de las variables se obtuvo un valor de asociación muy alto. Esto implica que las variables seleccionadas juegan un papel clave sobre los CCUS. Sin embargo, los resultados de la evaluación de asociación entre las variables y las diferentes categorías de cobertura demuestran que de haber optado por seleccionar sólo las variables con mayor valor de asociación, se habrían descalificado otras como tenencia de la tierra y la distancia a las áreas transformadas. A partir de los resultados registrados en este capítulo es posible suponer que existen relaciones no lineales entre los factores analizados y el CCUS. El uso de herramientas como el PMC permite lidiar con estas circunstancias y abre perspectivas prometedoras al desarrollo de modelos más confiables.

Sin embargo, el desarrollo de modelos está supeditado a las variables que utilizan. Existen asuntos como algunas políticas públicas que definitivamente tienen impacto sobre el CCUS, pero es complicado representar su expresión espacial. Este es un reto que debe superarse para contar con mejor información en el análisis de CCUS y poder establecer predicciones más sólidas.

La predicción dura utilizada en este capítulo muestra sólo una de las muchas facetas que pueden ocurrir. En realidad los pronósticos de este tipo de predicciones difícilmente podrán predecir con precisión lo que va a ocurrir en el futuro. Es en este sentido que la predicción suave permite brindar una herramienta más confiable, en el sentido de que establece la vulnerabilidad o factibilidad de que en un lugar determinado ocurra el cambio, lo que resulta de utilidad para ubicar zonas susceptibles. Su aplicación para ejercicios de planeación es posiblemente una de sus mayores cualidades.

4. Discusión general

Este trabajo brinda información relevante sobre una región poco estudiada y que conserva comunidades silvestres relevantes para el mantenimiento de la diversidad biológica. Dichas comunidades están amenazadas con desaparecer, sobre todo en el ámbito de las selvas húmedas del sureste de México. Los resultados del trabajo podrían influir en las políticas públicas y acciones de conservación que se llevan a cabo en la región, al aportar información sobre el estado actual de su cobertura forestal y sobre los escenarios que se describen. También brinda un marco metodológico para establecer sistemas de monitoreo del CCUS en regiones con características similares a la zona de estudio.

En el capítulo 2 se analizó la zona de estudio en general y la situación de la reserva en particular, destacando que dentro de ella las tasas de deforestación fueron marcadamente menores que en el resto de la región. Sin embargo también se señala que los actuales límites de la reserva así como su estatus de reserva de la biósfera se decretaron en el mismo año de la última fecha analizada (2000). Por tanto, la conservación de las selvas que se encuentran dentro de la reserva no responden a la protección jurídica que brinda la reserva, pero más bien deben corresponder a barreras ambientales que han complicado el avance de la frontera agropecuaria.

En este sentido Mas (2005) hizo una propuesta metodológica para evaluar la efectividad de áreas protegidas, proponiendo que se establezca fuera del área una zona de influencia que mantenga condiciones similares a las del interior. Esta propuesta es diferente a proponer como zona de influencia una franja equidistante a los límites de la reserva. De esta manera se puede evaluar si la reserva cumple con su objetivo de brindar protección, comparando los resultados de lo que se observa dentro de los límites con lo que ocurre fuera, pero con las mismas condiciones ambientales. El método utiliza

una base de datos geográfica multifecha que comprende, además de datos de cobertura de terreno de tres fechas, una serie de capas de información ambiental y sobre la red de caminos y ubicación de poblados.

El primer modelo de simulación de escenarios futuros utilizado en esta tesis permite predecir cuanta área corresponderá a cada una de las categorías de cobertura en el futuro, pero no la ubicación de los cambios. Tampoco incorpora el peso que tienen distintas variables que influyen sobre los procesos de cambio. Estas limitaciones se subsanaron con un modelo de simulación espacialmente explícito que incorporó variables explicativas y sus ponderaciones. Este tipo de modelo es relevante para establecer escenarios en diferentes horizontes de tiempo, pero también son un insumo para quienes pueden tomar decisiones sobre las acciones productivas y de conservación que deben llevarse a cabo en la región.

Queda una serie de retos por afrontar para mejorar el desempeño de los escenarios de predicción. Es necesario desarrollar métodos para recopilar información de las fuerzas conducentes de manera más eficiente que a través de las causas directas. Se tiene también que trabajar en métodos para separar los efectos de variables que pueden estar relacionadas entre sí, como el caso de caminos y poblados. La incorporación de la probabilidad de que ocurran eventos extraordinarios como fenómenos meteorológicos o levantamientos civiles, por ejemplo, debe ayudar a elevar la confiabilidad de los modelos. La estadística espacial se ha enriquecido en los últimos años de aplicaciones en que se incorporan fenómenos estocásticos como incendios o inundaciones (Eastman, 2006b).

Los análisis multiescalares se desarrollan cada vez más. Permiten identificar las variables transversales a diferentes escalas, aquellas que son externas al sistema y las endógenas (Bailey, 1996; Veldkamp y Fresco, 1996). Sin embargo la dificultad para

conseguir información detallada en diferentes fechas y sobre distintas temáticas ha restringido su desarrollo.

Los avances tanto en sistemas de clasificación supervisada de imágenes de satélite multiespectrales, con métodos de redes neuronales y lógica difusa (Atkinson et al., 1997; Kimes et al., 1998a; 1998b) facilitan la generación de insumos para realizar análisis de CCUS, incrementando además la exactitud de las clasificaciones y superando la subjetividad de los intérpretes (Cherrill y McClean, 1995; Mas et al., 2002; 2004; Lunetta et al., 2004).

5. Conclusiones finales

Los procesos de CCUS son complejos y manifiestan dinámicas particulares en cuanto a su expresión temporal y espacial, dependientes de los factores biofísicos de cada región, pero también de la influencia de distintas fuerzas socio-económicas. Esos factores se ven influidos por fuerzas globales que se retroalimentan de las respuestas que ocurren a escalas más locales. Los CCUS tienen a su vez repercusiones en el cambio climático global, en la transformación de paisajes naturales a otros antropizados, con la consecuente amenaza al mantenimiento de la diversidad biológica.

El análisis de los procesos de CCUS permite generar información tanto de la dinámica de cambio como de los factores que la están influyendo. Los cambios se manifiestan como deterioro o pérdida, pero también como procesos de regeneración. Dicha manifestación puede seguir una sola vía o diferentes trayectorias. Los resultados dependen de las condiciones de los ecosistemas, su resiliencia y las fuerzas conducentes que influyen en la región en ese momento, además de la historia propia de la región.

El análisis de CCUS con un enfoque de paisaje en mosaico integra trayectorias que en un análisis binario quedarían oscurecidas, permitiendo discernir con mejor resolución el peso de determinadas variables en la dinámica del cambio. Si el análisis cuenta además con información de fechas intermedias entre la inicial y final del periodo evaluado, es posible determinar relaciones entre los cambios y sus fuerzas conducentes.

La deforestación en México se incrementó de manera acelerada en los últimos 40 años, con tasas de deforestación más altas en las selvas que en los bosques y con grandes diferencias a nivel local y regional. En particular, el análisis de la dinámica de CCUS que se realizó en esta tesis indica que las tasas de deforestación superan las registradas en trabajos de áreas similares, en particular en lo que se refiere a la tasa de deforestación de las selvas en el segundo período analizado (6.8% anual). Esto indica que

los factores que conducen el CCUS han incrementado su influencia en la región. El análisis de diferentes trayectorias permitió identificar la relevancia de los cambios en la vegetación secundaria de selva, la cual cubre una gran extensión de la zona de estudio. Esta cobertura está transformándose para realizar actividades agrícolas y ganaderas. Por su extensa distribución, este tipo de cobertura constituye aún hábitats alternativos para los organismos silvestres que se encuentran en la región y su disminución tendrá un impacto sobre la conservación de la diversidad biológica en la región.

Por otro lado, se demostró que los modelos predictivos permiten explorar opciones y analizar datos. Sin embargo, como se discute en el capítulo 3, las predicciones contundentes o “duras” representan sólo una de múltiples posibilidades de la configuración que puede tomar el paisaje. Por su parte, las predicciones “suaves” o de factibilidad asignan de manera empírica valores de vulnerabilidad a cada elemento del paisaje. Más que la posible configuración del paisaje, se modela la factibilidad de cambio. Su resultado orienta sobre las zonas más susceptibles al cambio, identificando entonces en que lugares se pueden presentar con mayor probabilidad los cambios. Sin embargo, los resultados de este tipo de predicciones también dependen de la pertinencia de las variables elegidas y de que como varían en el tiempo.

El desarrollo de nuevo conocimiento, la depuración de los métodos y su difusión no aseguran por sí mismos la conservación de áreas tan importantes como la Selva el Ocote. La sensibilización de los funcionarios y los pobladores puede favorecer el sostenimiento de la región. Las políticas públicas nacionales e internacionales deben comprometerse a favorecer la conservación de la diversidad biológica que es un patrimonio natural invaluable.

6. Literatura citada

- Achard, F., Eva, H., Glinni, A., Mayaux, P., Richards, T., Stibig, H.J. (Eds.), 1998. Identification of deforestation hot spot areas in the humid tropics. TREES Publication Series B. Report No. 4. European Commission, Luxemburg.
- Achard, F., Eva, H.D., Stibig, H.J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T., Malingre, J.P., 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* 297, 999-1002
- Agrawal, A., 1995. Population pressure = forest degradation: an oversimplistic equation? *Unasylva* 181 (46):50-58.
- Alarcón-Cháires, P., 1998. Cambios en la vegetación y uso del suelo en la meseta P'urhepecha, el caso de Nahuatzen, Michoacán, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 62, 29-37.
- Atkinson, P.M., Cutler, M.E.J., Lewis, H., 1997. Mapping sub-pixel proportional land cover with AVHRR imagery. *International Journal of Remote Sensing* 18 (4), 917-935.
- Bailey, R.G., 1996. Multi-scale ecosystem analysis. *Environmental Monitoring and Assessment* 39, 21-24
- Bawa, K.S., Dayanandan, S., 1997. Socioeconomic factors and tropical deforestation. *Nature* 386, 562-563.
- Bilsborrow, R.E., Ogendo, H.W.O.O., 1992. Population-driven changes in land use in developing countries. *Ambio* 21, 37-45.
- Bocco, G., Mendoza, M., Masera, O., 2001. La dinámica del cambio de uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas, Boletín* 44, 18-38.

- Brunner, R., Parzer, P., Schuld, V., Resch, F., 2002. Dissociative Symptomatology and Traumatogenic Factors in Adolescent Psychiatric Patients. *The Journal of nervous and mental disease* 188 (2), 71-77.
- Cairns, M.A., Haggerty, P.K., Alvarez, R., de Jong, B.H.J., Olmsted, I., 2000. Tropical Mexico's recent land-use change: a region's contribution to the global carbon cycle. *Ecological Applications* 10 (5), 1426-1441.
- Casco-Montoya, R. 1990. El uso de los recursos del trópico mexicano: el caso de la selva lacandona. En: Leff, E., (coord.) *Medio Ambiente y Desarrollo en México*. Vol. I. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades. UNAM. Purrúa, México. pp. 115-139.
- Castillo Santiago, M.A., García-Gil, G., March, I.J., Fernández, J.C., Valencia, E., Osorio, M., Flamenco, A., 1998. Diagnóstico geográfico y cambios de uso del suelo en la Selva El Ocote, Chiapas. Informe Final. El Colegio de la Frontera Sur-Fondo Mundial para la Naturaleza WWF-México, Biodiversity Support Program, U.S. AID. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México, 121 pp. + anexo cartográfico.
- Castillo Santiago, M.A., Hellier, A., Tipper, R., de Jong, B.H.J., 2007. Carbon emissions from land-use change: An analysis of causal factors in Chiapas, Mexico. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 12 (6), 1213-1235.
- Castillo Santiago, M.A., Hellier, A., Tipper, R., de Jong, B.H.J., 2007. Carbon emissions from land-use change: An analysis of causal factors in Chiapas, Mexico. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 12 (6), 1213-1235.

- Cherrill, A., McClean, C., 1995. An investigation of uncertainty in field habitat mapping and the implications for detecting land cover change. *Landscape Ecology* 10, 5-21.
- Chico, N., Emehiser, J.D., Gerber, G., Korey, J., Nelson, E., Nelson, E. Ross, J., Silverman, P., Turner, G., Herringer, L., 1998. Teaching Resources Depository SPSS for Windows, Version 7.5: A Brief Tutorial (Hypertext Version) Chapter Five: Cross Tabulations. Social Sciences Research and Instructional Council. Last modified 15 August 1998 <http://www.csub.edu/ssricrem/spss/spss7/ch5.htm>
- Childress, W.M., Crisafulli, C.M., Rykiel, E.J., 1998. Comparison of Markovian matrix models of primary successional plant community. *Ecological Modelling* 107, 93-102.
- Chomitz, K., Buys, P., de Luca, G., Thomas, T.S., Wertz-Kanounnikoff, S., 2007. Overview. At Loggerheads? Agricultural Expansion, Poverty Reduction, and Environment in the Tropical Forests. The International Bank of Reconstruction and Development / The World Bank. Washington, D.C. 28 pp.
- Chowdhury, R.R., 2006. Driving forces of tropical deforestation: The role of remote sensing and spatial models. *Singapore Journal of Tropical Geography* 27, 82-101.
- Cincotta, R.P., Wisniewski, J., Engelman, R., 2000. Human population in the biodiversity hotspots. *Nature* 404, 990-992.
- Cortés-Ortiz, A. 1990. Estudio preliminar sobre deforestación en la región fronteriza del río Usumacinta. Reporte Interno. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.

- Cortina Villar, S., Macario Mendoza, P., Ogneva-Himmelberger, Y., 1999. Cambios en el uso del suelo y deforestación en el sur de los estados de Campeche y Quintana Roo, México. *Investigaciones Geográficas Boletín* 38, 41-56.
- Cuarón, A.D., 1991. Conservación de los primates y sus hábitats en el sur de México. Tesis de Maestría. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Cuarón, A.D., 1997. Multiple trajectories of land-cover change in a heterogeneous tropical region: Guatemala and Southern Mexico. En Cuaron, A.D. Land Cover changes and mammal conservation in Mesoamerica. Ph.D. dissertation. Wildlife Research Group. Department of Anatomy. Cambridge University. Selwyn College. Cambridge.
- Cuarón, A.D., 2000. Effects of land-cover changes on mammals in a neotropical region: a modeling approach. *Conservation Biology* 14 (4), 1676-1692.
- Dale, V.H., O'Neill, R.V., Pedlowski, M., Southworth, F., 1993. Causes and effects of land-use change in Central Rondônia, Brazil. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 59 (6), 997-1005.
- Dale, V.H., O'Neil, R.V., Southworth, F., Pedlowski, M., 1994. Modeling effects of land management in the Brazilian Amazonian settlement of Rondônia. *Conservation Biology* 8, 196-206.
- de Jong, B., Cairns, M.A., Haggerty, P.K., Ramírez-Marcial, N., Ochoa-Gaona, S., Mendoza-Vega, J., González-Espinosa, M., March-Mifsut, I., 1999. Land-Use Change and Carbon Flux Between 1970s and 1990s in Central Highlands of Chiapas, Mexico. *Environmental Management* 23 (3), 373-385.
- de Jong, B., Ochoa-Gaona, S., Castillo-Santiago, M.A., Ramírez-Marcial, N. Cairns, M.A., 2000. Carbon flux and patterns of land-use/land cover change in the Selva Lacandona, México. *Ambio* 29 (8), 504-511.

- Dirzo, R., García, M.C., 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology* 6, 84-90.
- Dumanski, J., Desjardins, R.L., Tarnocai, C., Monreal, C., Gregorich, E.G., Kirkwood, V., Campbell, C.A., 1998. Possibilities for future carbon sequestration in Canadian agriculture in relation to land use changes. *Climatic Change* 40 (1), 81-103.
- Dwyer, E., Gregoire, J.M., Malingreau, J.P., 1998. A global analysis of vegetation fires using satellite images: Spatial and temporal dynamics. *Ambio* 27 (3), 175-181.
- Eastman, J.R., 2006a. IDRISI Andes. Guide to GIS and Image Processing. Clark Labs. Clark University. Worcester, Massachusetts, 327 pp.
- Eastman, J.R., 2006b. IDRISI Andes. Tutorial. Clark Labs. Clark University. Worcester, Massachusetts.
- Entwisle, B., Walsh, S.J., Rindfuss, R.R., Chamrathirong, A., 1998. Land-Use/Land Cover and Population Dynamics, Nang Rong, Thailand. In: Liverman, D., Moran, E.F., Rindfuss, R., Stern, P.C., (eds.). *People and Pixel: Linking Remote Sensing and Social Science*. Committee on the Human Dimensions of Global Change, National Research Council. National Academy Press, Washington, D. C. pp. 121-144.
- Food and Agriculture Organization (FAO) -UNEP, 1990. Tropical Forest Resources Assessment Project. Vol. 1. FAO. Roma.
- FAO y Forest Stewardship Council. 2001. Forest cover and change, and certified forest area. FAO, World Resources 2000-2001.
- FAO, 2001. Global Forest Resources Assessment 2000 (FRA 2000), Results as of 1 March 2001. Table 4. Change in forest cover 1990-2000.
www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp

- FAO, 2005. Primera revisión del Programa Estratégico Forestal 2025 y del Programa Nacional Forestal 2001-2006. Informe Final. México, DF.
- Fernside, P.M. 1996. Amazonian deforestation and global warming: carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. *Forest Ecology and Management*, 80:21-34.
- Forman, R.T.T. 1995. *Land Mosaics, the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. Cambridge.
- García, E., 1973. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- García-Oliva, F., Casar, I., Morales, P., Maass, J.M., 1994. Forest to pasture conversion influences on soil organic carbon dynamics in a tropical deciduous forest. *Oecologia* 99, 392-396.
- Geist, H.J., Lambin, E.F., 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience* 52 (2), 143-150.
- Gómez-Pompa, A., Vázquez-Yanes, C., Guevara, S., 1972. The tropical rainforest: a non-renewable resource. *Science* 177, 762-765.
- González-Medellín, M.G., 2000. *La vegetación y sus tasas de deforestación en una zona comunal chinanteca en Oaxaca con apoyo de un sistema de información geográfica*. Tesis de Maestría. UNAM.
- Grainger, A., 1993. Rates of deforestation in the humid tropics: estimates and measurements. *The Geographical Journal* 159, 33-44.
- Hall, CAS., Tian, H., Qi, Y., Pontius, G., Cornell, J., Uhlig, J., 1995. Modelling spatial and temporal patterns of tropical land use change. *Journal of Biogeography* 22, 753-757.

- Hall, M. 2000. A land-use model to predict the without-project baseline for Guaraqueçaba climate action project in the Guaraqueçaba environmental protection area. En: Brown, S., Calmon, M., Delaney, M. Development of a deforestation and forest degradation trend model for the Guaraqueçaba climate action project.
- Harrison, S., 1991, Population growth, land use and deforestation in Costa Rica, 1950-1984. *Interciencia* 16 (2), 83-93.
- Hessburg, P.F., Smith, B.G., Salter, R.B., 1999. Detecting change in forest spatial patterns from reference conditions. *Ecological Applications* 9 (4), 1232-1252.
- Johnson, R.D., Kasischke, E.S., 1998. Change vector analysis: a technique for multispectral monitoring of land cover and condition. *International Journal of Remote Sensing* 19 (3), 411-426.
- Kaimowitz, D., Angelsen, A., 1998. Economic models of tropical deforestation: a review. Center for International Forestry Research, Jakarta.
- Kareiva, P., Wennergren, U., 1995. Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes. *Nature* 373, 299-302.
- Kimes, D.S., Nelson, R.F., Skole, D.L., Salas, W.A., 1998a. Accuracies in mapping secondary tropical forest age from sequential satellite imagery. *Remote Sensing of Environment* 65, 112-120.
- Kimes, D.S., Nelson, R.F., Manry, M.T., Fung, A.K., 1998b. Attributes of neural networks for extracting continuous vegetation variables from optical and radar measurements. *International Journal of Remote Sensing* 19 (14), 2639-2663.

- Krysanova, V., Mueller, W.D.I., Becker, A., 1998. Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. *Ecological-Modelling* 106 (2-3), 261-289.
- Lambin, E.F., 1994. Modelling deforestation processes: A review. *TREES, Tropical Ecosystem Environment Observations by Satellites*. European Commission Joint Research Centre- Institute for Remote Sensing Applications- European Space Agency. Luxembourg. TREE Series B., Reserach Report No. 1., 113 pp.
- Lambin, E.F., 1997. Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in Physical Geography* 21(3), 375-393.
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P.S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E.F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P.S., Richards, J.F., Skånes, H., Steffen, W., Stone, G.D., Svedin, U., Veldkamp, A., Vogel, C., Xu, J., 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond myths. *Global Environmental Change* 11, 261-269.
- Landa, R., Meave, J., Carabias, J., 1997. Environmental deterioration in rural Mexico: An examination of the concept. *Ecological Applications* 71, 316-329.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F. 1997. Managing stand structure as part of ecologically sustainable forest management in Australian mountain ash forest. *Conservation Biology* 11, 1053-1068.
- Lunetta, R.S., Johnson, D.M., Lyon, J.G., Crotwell, J., 2004. Impacts on land-cover change detection monitoring. *Remote Sensing of Environment* 89, 444-454.
- Mahar, D. and R. Schneider, 1994. Incentives for tropical deforestation: some examples from Latin America. En: Brown, K., Pearce, D.W. (eds). *The causes of tropical*

- deforestation. UBC Press, University of British Columbia. Vancouver, Canada. pp. 159-171.
- Mander, U., Kull, A., Tamm, V., Kuusemets, V., Karjus, R., 1998. Impact of climatic fluctuations and land use change on runoff and nutrient losses in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 41 (3-4), 229-238.
- March, I. y A. Flamenco. 1996. Evaluación Rápida de la Deforestación en las Áreas Protegidas del estado de Chiapas. El Colegio de la Frontera Sur, The Nature Conservancy, U.S. AID. Informe Técnico. San Cristóbal de las Casas. 123 pp.
- Mas, J.F., 1996. Estimación preliminar de las tasas de deforestación en el estado de Campeche. *Jaina* 7, 5-6.
- Mas, J.F., 2005. Assessing protected area effectiveness using surrounding (buffer) area environmentally similar to the target area. *Environmental Monitoring and Assessment* 105, 69-80.
- Mas, J.F., Sorani, V., Álvarez, R., 1996. Elaboración de un modelo de simulación del proceso de deforestación. *Investigaciones Geográficas Boletín, número especial* 5, 43-57.
- Mas, J.F., Velázquez, A., Palacio-Prieto, J.L., Bocco, G., Peralta, A., Prado, J., 2002. Assessing forest resources in Mexico: Wall-to-wall land use/cover mapping. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 68 (10), 966-968.
- Masera, O., 1996. Deforestación y degradación forestal en México: estado actual y perspectivas a largo plazo. Documentos de trabajo No. 19. Grupo Interdisciplinario de Tecnología Rural Apropiada (GIRA A.C.). Pátzcuaro.
- Masera, O., Ordoñez, M., Dirzo, R., 1997. Carbon emissions from Mexican forests: Current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* 35, 265-295.

- Masera, O., Masera, D., Navia, J., 1998. Dinámica y uso de los recursos forestales en la Región Purépecha. El papel de las pequeñas empresas artesanales. Grupo Interdisciplinario de Tecnología Rural Apropiable (GIRA A.C.). Pátzcuaro.
- Mendoza, E., Dirzo, R., 1999. Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot. *Biodiversity and Conservation* 8 (12), 1621-1641.
- Mertens, B., Lambin, E.F., 2000. Land-cover-change trajectories in Southern Cameroon. *Annals of the Association of American Geographers* 90 (3), 467-494.
- Metzger, J.P. 2003. Effects of slash-and burn fallow periods on landscape structure. *Environmental conservation*, 30(4): 325-333.
- Moran, E.F., Brondizio, E., Mausel P., Wu, Y., 1994. Integrating Amazonian vegetation, land-use, and satellite data. *BioScience* 44 (5), 329-338.
- Naeem, S., Thompson, L., Lawler, S., Lowton, J., Woodfin, R., 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368, 734-736.
- Nepstad, D.C., Veríssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M., Brooks, V., 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398, 505-508.
- Noss, R.F., Csuti, B., 1997. Habitat fragmentation. En: G.K. Meffe y C.R. Carroll (eds.) *Principles of Conservation Biology*. Sinauer. Sunderland. pp. 237-264.
- O'Brien, K., 1995. Deforestation and climate change in the Selva Lacandona of Chiapas, Mexico: some preliminary results. *Norsk Geografisk Tidsskrift* 49, 105-122.

- Ochoa-Gaona, S., González Espinosa, M., Meave, J., Sorani, V., 2004. Effects of forest fragmentation on the woody flora of highlands of Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 13 (5), 867-884.
- Owen, T.W., Carlson, T.N., Gillies, R.R., 1998. An assessment of satellite remotely-sensed land cover parameters in quantitatively describing the climatic effect of urbanization. *International Journal of Remote Sensing* 19(9), 1663-1681.
- Palacio-Prieto, J.L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J.F., Takaki-Takaki, F., Victoria, A., Luna-González, L., Gómez-Rodríguez, G., López-García, J., Palma, M., Trejo-Vázquez, I., Peralta, A., Prado-Molina, J., Rodríguez-Aguilar, A., Mayorga-Saucedo R., González-Medrano, F., 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. Nota Técnica. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 43, 183-203.
- Phillips, O.L., 1997. The changing ecology of tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 6, 291-311.
- Pimm, S.T., Russell, G.J., Gittleman, J.L., Brooks, T.M. 1995. The future of biodiversity. *Science* 259, 347-350.
- Pontius, R.G. Jr., Schneider, L.C., 2001. Land-cover change model validation by an ROC method for Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 85, 239-248.
- Ramírez-García, P., López-Blanco, J. Ocaña, D., 1998. Mangrove vegetation assessment in the Santiago Mouth, by means of supervised classification using Landsat TM imagery. *Forest Ecology and Management* 105, 217-229.

- Rosenberg, K.V., Ohmart, R.D., Anderson, B.W., 1982. Community organization of riparian breeding birds: Response to an annual resource peak. *The Auk* 99, 260-274.
- Rosete, V.F.A., Ordóñez, A., Masera, O., 1997. Dinámica de Cambio de Uso del Suelo y Emisiones de Carbono en la Meseta Purépecha: El caso de Comunidad indígena de Santiago Tingambato, Michoacán, México (Instituto de Ecología, UNAM).
- Rudel, T., Roper, J., 1996. Regional patterns and historical trends in tropical deforestation 1976-1990: A qualitative comparative analysis. *Ambio* 25 (3), 160-166.
- Ruxton, G.D., Saravia, L.A., 1998. The need for biological realism in the updating of cellular automata models. *Ecological Modelling* 107, 105-112.
- Sklar, F.H., Costanza, R., 1991. The development of dynamic spatial models for landscape ecology: a review and prognosis. En: Turner, M.G. y R.H. Gardner (eds.). *Quantitative methods in landscape ecology*. Ecological Studies. Vol. 28. New York, Springer Verlag. pp. 239-288.
- Sorani, V., Alvarez, R., 1996. Hybrid maps: Updating Mexico's forest cartography using Landsat TM imagery and land use information. *Geocarto International* 11, 17-23.
- Southgate, D., 1994. Tropical deforestation and agricultural development in Latin America. En: Brown, K. y D.W. Pearce (eds). *The causes of tropical deforestation*. UBC Press, University of British Columbia. Vancouver, Canada. pp. 134-143.
- Toledo, V.M. 1990. El proceso de ganadezación y la destrucción biológica y ecológica de México. En: E. Leff (coord.) *Medio Ambiente y Desarrollo en México*. Vol.

- I. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades. UNAM.
Purrúa, México. pp. 115-139.
- Trejo, I., Dirzo, y R., 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94, 133-142.
- Tudela, F. 1990. Recursos naturales y sociedad en el trópico húmedo tabasqueño. En: E. Leff (coord.) *Medio Ambiente y Desarrollo en México*. Vol. I. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades. UNAM. Purrúa, México. Pp. 149-189.
- Turner, B.L. II, Meyer, W.B., 1994. Global land-use and land cover change: an overview. En: Meyer, W.B. y B.L. Turner II (eds). *Changes in land use and land cover: A global perspective*. Cambridge University Press. Cambridge. pp. 3-10.
- Turner II, B.L., Skole, D., Sanderson, S., Fischer, G., Norse, D., Okth-Ogendo, H.W.O., Perry, M., Pritchard, L., Strezpek, K. Velkamp, T., 1995. *Land-Use and Land-Cover Change*. Science/Research Plan. The International Geosphere-Biosphere Programme Report No. 35 and The Human Dimension of Global Environmental Change Programme Report No. 7. Stockholm and Geneva.
- Turner II, B.L., Cortina Villar, S., Foster, D., Geoghegan, J., Keys, E., Klepeis, P., Lawrence, D., Macario Mendoza, P., Manson, S., Ogneva-Himmelberger. Y., Plotkin, A.B., Pérez Salicrup, D., Chowdhury, R.R., Savitsky, B., Schneider, L., Scmook, B., Vance, C., 2001. Deforestation in the southern Yucatán peninsular region: an integrative approach. *Forest Ecology and Management* 154, 353-370.
- Velázquez, A., Mas, J.F., Palacio, J.L., Bocco, G. 2002. Land cover mapping to obtain a current profile of deforestation in Mexico. *Unasylva* 210, 37-40.

- Velázquez, A., Durán, E., Ramírez, I., Mas, J.F., Bocco, G., Ramírez, G., Palacio, J.L., 2003. Land use-cover change processes in highly biodiverse areas: the case of Oaxaca, México. *Global Environmental Change* 13, 175-184.
- Veldkamp, A., Fresco, L.O., 1996. CLUE-CR: an integrated multi-scale model to simulate land use change scenarios in Costa Rica. *Ecological Modeling* 91, 231-248.
- Veldkamp, A., Lambin, E.F., 2001. Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 85, 1-6.
- Verburg, P.H., de Koning, G.H.J., Kok, K., Veldkamp A., Bouma, J., 1999. A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change upon actual land use. *Ecological Modelling* 116, 45-61.
- Verburg, P.H. and A. Veldkamp. 2005. Introduction to the special issue on spatial modeling to explore land use dynamics. *International Journal of Geographic Information Science*, 19 (2): 99-102.
- Watson, R.T., Noble, I.R., Bolin, B., Ravindranath, N.H., Verardo D.J., Dokken, D.J., 2000. Land Use, Land-Use Change, and Forestry. A Special Report of the Intergovernmental Panel on Climatic Change. Cambridge University Press. U.S.
- Wendt, T., 1989. Las selvas de Uxpanapa, Veracruz-Oaxaca, México: Evidencia de refugios florísticos cenozoicos. *Anales del Instituto de Biología, UNAM, Serie Botánica* 29-54.
- Whitmore, T.C. y J.A. Sayer. 1992. Deforestation and species extinction in tropical moist forests. En: T.C. Whitmore, y J.A. Sayer. (eds.) *Tropical Deforestation and Species Extinction*. Chapman & Hall. Londres. pp. 1-14.
- Wilson, E.O. (ed.) 1988. *Biodiversity*. National Academy Press. Washington, D.C.